Bijlagen MER IJmuiden Ver Gamma

Bijlage 1 – Literatuurlijst
Bijlage 2 – Voornemen
Bijlage 3 – Coördinaten
Bijlage 4 – Achtergrondrapport vogels, vleermuizen, vissen en benthos
Bijlage 5 – Achtergrondrapport onderwaterleven
Bijlage 6 – Achtergrondrapport scheepsvaartveiligheid
Bijlage 6b Aanvulling achtergrondrapport scheepvaartveiligheid - aanpassing kavelgrens
Bijlage 7 – Soortenbeschermingstoets
Bijlage 8 – Passende beoordeling
Bijlage 9 – Elektriciteitsopbrengst berekening
Bijlage 10 – Aanvullende cumulatieve berekeningen en effectbeoordeling vogels
Bijlage 11 – KRM-toets

Bijlage 1
Literatuurlijst



Literatuurlijst MER kavel I & II IJmuiden Ver

Hoofdstuk 1 t/m 4

A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

Advies Stuurgroep Extra Opgave, kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas).

Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

ARCADIS, in opdr. van RvO.nl, 2019, Geological Desk Study IJmuiden Ver Wind Farm Zone, ref.180017.

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

ECN, Optimal wind farm power density analysis for future offshore wind farms, 2018

ECN-E--18-025, Study into levelised Cost of Energy of variants for wind farm site boundaries of Hollandse Kust (west), Ten Noorden van de Waddeneilanden and IJmuiden

Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64

Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42

Kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

MARIN, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen, 2019.

MARIN, Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17, 2023

Minister voor Klimaat en Energie, Kamerbrief Aanvullende routekaart windenergie op zee 2030, 10 juni 2022

Ministerie van infrastructuur en Waterstaat (2021), Kader Ecologie en Cumulatie 4.0.

NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016.

OSPAR Commission (2008) OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6.

RICHTLIJN 2014/89/EU Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening

Rijksoverheid (2022). Nationaal Waterprogramma 2022 – 2027.

Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

To70, Helicopter accessibility Hollandse Kust (west)", "IJmuiden Ver" and "Ten noorden van de Waddeneilanden" Results, December 2018

To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Vanosmael, C., K.A. Willems, D. Claeys, M. Vincx & C. Heip 1982. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the South-ern Bight of the North Sea. J. mar. biol. Ass. U.K. 62: 521-534

Allen, C., Viscelli, A., Dagher, H., Goupee, A., Gaertner, E., Abbas, N., & Barter, G. (2020). Definition of the UMaine VolturnUS-S reference platform developed for the IEA Wind 15-megawatt offshore reference wind turbine (No. NREL/TP-5000-76773). National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States); Univ. of Maine, Orono, ME (United States).

Baeye, M., & Fettweis, M. (2015). In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm, southern North Sea. Geo-Marine Letters, 35, 247-255.

Boon et al, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. Deltares report 11202792-002

Brabant, R., Degraer, S., & Rumes, B. (2012). Offshore wind energy development in the Belgian part of the North Sea & anticipated impacts: an update. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit, Brussels, 9-16.

Carpenter J.R. et al. (2016) Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification, PloS one, 11(8): p. e0160830.

Cheng, C. H., Soetaert, K., & Borsje, B. W. (2020). Sediment characteristics over asymmetrical tidal sand waves in the Dutch North Sea. Journal of Marine Science and Engineering, 8(6), 409.

Chitteth Ramachandran, R., Desmond, C., Judge, F., Serraris, J. J., & Murphy, J. (2022). Floating wind turbines: Marine operations challenges and opportunities. Wind Energy Science, 7(2), 903-924.

Dankers, P.J.T. (2015) Notitie slibverspreiding loswallen. Report No.: RDCHM_BE1044_N0003_902199_f02

Deltares (2018A): Raaijmakers, T. ,Roetert, T., Bruinsma, N. Riezebos h.J., Van Dijk, H, Forzoni A, Vergauwen S, Grasmeijer B., 2018. Morphodynamics and scour mitigation for Hollandse Kust (noord) Wind Farm Zone. Report nr: 11202796-000

DHI (2019). Metocean desk study and database for Dutch Wind Farm Zones. Feasibility level study for IJmuiden-Ver, Ten Noorden van de Waddeneilanden & Hollandse Kust (west). Project 11822658

Díaz, H., Serna, J., Nieto, J., & Guedes Soares, C. (2022). Market needs, opportunities and barriers for the floating wind industry. Journal of Marine Science and Engineering, 10(7), 934.

van Dijk, T. A., van Dalfsen, J. A., Van Lancker, V., van Overmeeren, R. A., van Heteren, S., & Doornenbal, P. J. (2012). Benthic habitat variations over tidal ridges, North Sea, the Netherlands. In Seafloor geomorphology as benthic habitat (pp. 241-249). Elsevier.

Van Duren et al. 2021, Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the north Sea. Synthesis report. 22-04-2021. Report 11203731-004-ZKS-0010

ETI (2015) Offshore Wind – Floating wind technology. Energy Technologies Institute, 2015.
Gaida et al. (2018): Timo C. Gaida, Mirjam Snellen, Thaiënne A. G. P. van Dijk, Dick G. Simons 2018Geostatistical modelling of multibeam backscatter for full-coverage seabed sediment maps. (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0).

Golightly (2017). Anchoring & Mooring for Floating Offshore Wind. Conference: Offshore Future Foundation Windpower Monthly, 8th November 2017, Brussels. Belgium.

Grasmeijer et al. (2022). Grasmijer, B., Huisman, B., Luijenduijk, A.,Schrijvershof, R., van der Werf, J., Zijl, H., de Looff, H., de Vries, W. Modelling of annual sand transports at the Dutch lower shoreface. Ocean & Coastal management 217, 2022.

IPCC (2021) Climate Change 2022: Synthesis Report. Working Group II contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

Jiang, Zhiyu (2021). Installation of offshore wind turbines: A technical review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 139 (2021) 110567

De Kok (2004) Slibtransport langs de Nederlandse Kust. Bronnen, fluxen en concentraties. RIKZ/OS/2004.148w

Lavanya & Kumar (2020) Lavanya, C., Kumar, N. D. Foundation Types for Land and Offshore Sustainable Wind Energy Turbine Towers. E3S Web Conference 184, ICMED 2020

Leimeister et al. (2020) Leimeister, M., Kolios, A.J., Collu, M. Development and Verification of an Aero-Hydro_Servo_Elastic Coupled Model of Dynamics for FOWT, Based on the MoWiT Library. Energies 13(8) p1-33.

Ma, K.-T., Luo, Y., Kwan, T., Wu, Y., (2019). Mooring System Engineering for Offshore Structures, Gulf Professional Publising.

NationaleVisieKust (2013) Deltaprogramma Kust, Nationale visie kust, Den Haag
Van Rijn. L, 2015.Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. (update 2015). Aqua publications.

Sediment Atlas, RIKZ (2002) Ecologische Atlas Waddenzee

Son, C. S., Flemming, B. W., Bartholomä, A., & Chun, S. S. (2012). Long-term changes in morphology and textural sediment characteristics in response to energy variation on shoreface-connected ridges off the East Frisian barrier-island coast, southern North Sea. Journal of Sedimentary Research, 82(6), 385-399.

Tong, H. Y., Lin, T. Y., & Chau, S. W. (2023). Normal Operating Performance Study of 15 MW Floating Wind Turbine System Using Semisubmersible Taida Floating Platform in Hsinchu Offshore Area. Journal of Marine Science and Engineering, 11(2), 457.

Verde, S., & Lages, E. N. (2023) Anchor Loads Comparison of Nylon and Polyester Moored Systems for Shallow Water of 15 Mw Floating Wind Turbine. Available at SSRN 4349165.

Vryhoff (2018) Vryhoff manual – the guide to anchoring.

Wu et al. (2019): Wu. X, Hu. Y., Li. Y., Yang, J., Duan, L., Wang, T., Adcock, T., Jiang, Z., Gao, Z., Lin, Z., Borthwick, A., Liao, S..Foundations of offshore wind turbines: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 104, 2019, p279-393.

Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.

Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy 90: 1318-1323.

Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology 18: 695-696.

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).

Bat Conservation Trust, 2010. Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii.

Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. Canadian Journal of Zoology 85: 381-387.

Boonman, M. 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore windfarms. Rapport 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough

Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. Lutra 51: 17-36

Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.
Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS ONE 9(9): e106366.

Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W Report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy 90: 1330-1340.

Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. PNAS 111(42): 15126-15131.

Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.

Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202: 59-68.

Exo, K.M., O. Huppop & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. Ibis 157: 558-566.

Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. Environmental Impact Assessment Review 71: 12-16

Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. Journal of Mammalogy 90: 1310-1317.

Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.

van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12.

Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. American Midland Naturalist 165: 185-200.

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. Journal of Applied Ecology 51: 31-41.

Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.

Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, Pipistrellus nathusii, depends on seasonality and weather conditions. Animals 11(12): 3442

Lagerveld S. 2021. https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Lagerveld S., de Vries P., Noort B., Stienstra K., Sonneveld C., Valina T., Keur M & Steenbergen J., 2024. Coastal and offshore movements of Nathusius' pipistrelle during autumn migration. Wageningen Maine Research, Den Helder.

Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. Journal of Applied Ecology 44: 516-522.

Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leemans, J.J., A. Potiek & A. Gyimesi, 2022. Aanvullende berekeningen jan-van-gent en zilvermeeuw ten behoeve van milieueffectrapporten windenergiegebied IJmuiden Ver. Notitie 21-0900/22.04971/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, , L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues , J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an

estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters 6: 035101.

May, R, O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.

Marine Scotland, 2018. Stochastic Band CRM – GUI User manual. Available at https://www2.gov.scot/Topics/marine/marineenergy/mre/current/StochasticCRM

Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. De Levende Natuur 110(6): 290-291.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – ICES Journal of Marine Science, 66: 746–753.

Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. Marine Pollution Bulletin 60: 1085-1091.
Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. Journal of The Royal Society Interface 9: 2120-2130.

McGuire, L.P, C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, Lasionycteris noctivagans. Journal of Animal Ecology 81(2): 377–385.

Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (Gavia spp.). Journal of Environmental Management 231: 429-438.

Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann et al. 2011.

Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. Acta Chiropterologica 16(1): 169-195.

Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersons G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat Pipistrellus nathusii (Chiroptera). Myotis 41/42: 29-56.

Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology 49: 1187-1194.

Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. Ecology and Society 13(2): 47.

Potiek, A. & A. Gyimesi, 2023. Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027. Rapport. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. Biological Conservation 233: 220-227.

Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. Biol. Cons. Fauna 102: 291.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Rijkswaterstaat 2022 Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Den Haag.

Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conservation Biology16: 216-224.

Royal Haskoning, 2024. Input from workshop on bat fatalities from offshore wind. KEC Vleermuizen Noordzee. Amersfoort.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12: 261-274.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56: 823-827.

Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. Acta Chiropterologica 16: 139-147.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecological Applications 21: 1851-1860.

Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.

Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.

Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022a. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC (“Kader Ecologie en Cumulatie”) 4.0. Wageningen Marine Research.

Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022b. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567-577.

Tjørnløv, R.S., H. Skov, M. Armitage, M. Barker, J.B. Jørgensen, L.O. Mortensen, K. Thomas & T. Uhrenholdt, 2023. Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms. Final Report for the study period 2020-2021. Vattenfall, RPS, DHI, Hørsholm, Denmark.

Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia 756: 51-61.

van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.

van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. Journal of Applied Ecology 57(2): 253-269.

Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.

Aarts, G., 2021. Memo “Estimated distribution of grey and harbour seals” for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.

Arts, F.A., S. Lilipaly & R.C.W. Strucker, 2014. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2012/2013. RWS Centrale Informatievoorziening BM 14.11.

Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. Front. Mar. Sci. 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.

Bolle LJ, de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. (2012) Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS ONE 7(3): e33052. doi:10.1371/journal.pone.0033052

Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse, P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16. DOI: https://doi.org/10.18174/401117

Brasseur S.M.J.M, van Polanen Petel T.D., Gerrodette T., Meesters E.H.W.G., Reijnders P.J.H., Aarts G. (2015). Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. Marine Mammal Science 31:405-426

Brasseur S., Carius F., Diederichs B., Galatius A., Jeβ A., Körber P., Schop, J., Siebert U., Teilmann J., Thøstesen, C.B. & Klöpper S. (2020) Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2019-2020, Less disturbance? CWSS, Wilhelmshaven, Germany.

Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise Phocoena phocoena in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Compendium voor de leefomgeving, www.clo.nl, 2023

Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. Biological Conservation, 262: 109297.

Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.

Cremer, J., Brasseur, S., Czeck, R., Galatius, A., Jensen, L.F., Armin, J., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpper, S., 2019. EG-Seals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2018-2019. Stedily growing, CWSS, Willemshaven.

Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. Ecological Modelling 440 (2021) 109397.

Daan N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.

Daan R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.

Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. Mar Ecol Prog Ser 580: 221–237.

Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (Dicentrarchus labrax) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. PloS one 9(10): e109280.

Galatius A., Brasseur S., Cremer J., Czeck R., Jeβ A., Körber P., Pund R., Siebert U.,Teilmann J. & Klöpper S. (2019). Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2019. CWSS, Wilhelmshaven, Germany

Geelhoed, S., Scheidat, M., Aarts, G., van Bemmelen, R., Janinhoff, N., Verdaat, H. & Witte, R., 2011. Shortlist masterplan wind aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES, Wageningen Report number C103/11.

Geelhoed, Steve & van Polanen Petel, Tamara. (2011). Zeezoogdieren op de Noordzee : achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, R.S.A. & Aarts, G., 2013. Abundance of harbour porpoises (Phocoena phocoena) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010- March 2011. Lutra 56(1): 45-57.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, 2014, Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013, Report number C027/14.

Geelhoed, S.C.V., S. Lagerveld & J.P. Verdaat, 2015. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2015. IMARES report C189/15.

Geelhoed, S.C.V, N. Janinhoff. S. Lagerveld, L.S. Lehnert & J.P. Verdaat, 2018. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2017. Wageningen Marine Research (University & Research centre), WMR report C030/18.

Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.

Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.

Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).

Goodson, A. D. and Sturtivant, C. R. 1996. Sonar characteristics of the harbour porpoise (Phocoena phocoena): source levels and spectrum. – ICES Journal of Marine Science, 53: 465–472.

Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. R. Soc. Open sci. 6: 190335. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335.

Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.

Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.

Hoekstein, M.S.J., Arts, F.A., S.J. Lilipaly, K.D. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, (2020). Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2018/2019, Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 20.03. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2020-03. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.

Jansen, O.E. (2013) Fishing for food: Feeding ecology of harbour porpoises Phocoena phocoena and white-beaked dolphins Lagenorhynchus albirostris in Dutch waters. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL

de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2019. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.

Kent, C.S., R.D. McCauley, C. Erbe, A. Gavrilov, K. Lucke & I. Parnum, 2016. Underwater Sound and Vibration from Offshore Petroleum Activities and their Potential Effects on Marine Fauna: An Australian Perspective. Report 2015-13. Centre for Mrine Science and Technology (CMST), Perth, Australia.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016). Beheerplan Waddenzee 2016-2022.

Ministerie van IenW & Ministerie van LNV, 2018. Ontwerp Mariene Strategie (deel 1). Actualisatie van huidige milieutoestand, goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren. Juni 2018
(OSPAR Commission 2013a, 2013b, 2013c, 2015)

Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.

Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018.Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea.Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272

NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.

Popper, A. N., and Hawkins, A. D. (eds) (2014). “The effects of noise on aquatic life II,” Springer Science+Business Media, LLC, New York.

Reijnders, P.J.H., J. van Dijk & D. Kuiper (1995). Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal Halichoerus grypus. Biological Conservation, 71: 231-235.

Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. Science of the Total Environment, 595, pp.255-268.

Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 362: 2151-2168.

Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14.

Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. J Exp Biol 207: 1615-1624.

Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. Animal Behaviour 74: 207-218.

Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. ICES Journal of Marine Science 68: 929–936.

Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. J. Acoust. Soc. Am. 125: 3766 – 3773.

Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. Marine Pollution Bulletin 90: 196–208.

Tricas, T. & A. Gill, 2011. Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species. Normandeau Associates, Inc report. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.

Van Damme, C.J.G., Hoek, R., Beare, D., Bolle, L.J., Bakker, C., van Barneveld, E., Lohman, M., Os-Koomen, E., Nijssen, P., Pennock I.,& Tribuhl, S. 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. Report number C098/11 IMARES.

Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070.

Vrooman, J, S.C.V. Geelhoed & M. Scheidat, 2022. Current status of tagging harbour porpoises – application to the Dutch North Sea. Wageningen University & Research report C017/22.

Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology. 15(5-6): p. 369-375.

Zijl, F., S.C. Laan, A. Emmanouil, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin & L.A. van Duren, 2021. Potential ecosystem effects of large upscaling of offshore wind in the North Sea. Bottom-up approach. Deltares.

Barentse, J. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comprimo Nederland, juli 2000.

van Doorn, J, Duursma, A., Koldenhof, Y. & Valstar, J. WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

Huisman, H. Beenhakker, C. Mogelijkheden VTM in en rondom windparken, Arcadis & MARIN, WXE7ZPM25JS7-1374141725-73, 8 maart 2023

Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

MARIN, 2023. Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17.

Rijksoverheid (2022). Programma Noordzee 2022 – 2027

van Rooij, J. Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea. HVR Engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

Bishop, Ian. 2002. Determination of thresholds of visual impact: The case of wind turbines. Environment and Planning B: Planning and Design. 29. 707-718. 10.1068/b12854.

KNMI, 2012. Uurgegevens van het weer in Nederland. Gedownloade gegevens. Via https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/uurgegevens.

Kyba, Christopher C. M.; Mohar, Andrej; Posch, Thomas (2017). "How bright is moonlight?". Astronomy & Geophysics. 58 (1): 1.31–1.32. doi:10.1093/astrogeo/atx025.

Lörzing, .H, Harbers, A., Breedijk, M., 2007. De zichtbaarheid van de Bellen van Zuylen-toren. Ruimtelijk Planbureau, Den Haag.

Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

Nierman et al, 2010, Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee.

Pondera Consult, 2018, MER Kavel V Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2019, MER Kavel VI en VII Windenergiegebied Hollandse Kust (west) (2019), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2015, MER Kavels I t/m IV, Hollandse Kust (zuid) (2015)

Shang, Haidong & Bishop, Ian. (2000). Visual Thresholds for Detection, Recognition and Visual Impact in Landscape Settings. Journal of Environmental Psychology. 20. 125-140. 10.1006/jevp.1999.0153.

Agentschap Telecom, 2017, Toetsingscriterium Straalverbindingen en Windturbines.

Besluit luchtverkeer, 2014, Geraadpleegd via https://wetten.overheid.nl/BWBR0035899/2014-12-12.

Verordening EU nr. 923/2012, UITVOERINGSVERORDENING (EU) Nr. 923/2012 VAN DE COMMISSIE van 26 september 2012

Brown, C. Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm; Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency, 2005.

Deetman, B., Eweg, A. Y., van Oostenbrugge, J. A. E., Mol, A., Hamon, K. G., & Steins, N. A. (2020). Wind op Zee: zoekgebieden 2030-2050 : inzicht in de sociaal-economische waarde van de zoekgebieden windenergie op de Noordzee 2030-2050 voor de Nederlandse visserij. (Rapport / Wageningen Economic Research; No. 2020-125). Wageningen Economic Research. https://doi.org/10.18174/536640

Ecorys, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam, 30 juli 2019.

European Parliament, 2019, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019

Howard, M. & C. Brown. Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 2004.

Howard et all., 2004, Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 15 November 2004.

IALA, Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.

Integrated Aeronautical Information Package (juli 2023)

Kamerbrief (2022): Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling, Minister van Economische Zaken en Klimaat.

Luchtvaartgids, Integrated Aeronautical Information Package, onder ENR 2.2, sub 3.2.1 en sub 3.3.2.3

MARIN, Veiligheidsstudie offshore windpark West Rijn; Nieuwe VSS bij Rotterdam, 2006, Rapport Nr. 20232.621 IAS

Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, 2020, Nationale Omgevingsvisie.

Minister van Economische Zaken en Klimaat, 11 februari 2022, Kamerbrief: Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling.

Mol, A.; van Oostenbrugge, H.; Hintzen, N. Wind op zee; Bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Februari 2019.

NLOG. Geraadpleegd via https://www.nlog.nl/kaart-boringen, update juni 2022

Noordezeeloket, 2018 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee.

Periplus Archeomare, IJmuiden Ver Wind Farm Zone – an archaeological assessment of geophysical survey data, July 2021.

Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

REASeuro, UXO Desk Top Study Wind Farm Zone IJmuiden Ver, April 2020.

Rijksoverheid, Nieuwsbericht 13-12-2011: Delen Noordzee verboden voor visserij door akkoord natuurbeweging, vissers en rijksoverheid. Geraadpleegd via: https://www.rijksoverheid.nl/actueel/nieuws/2011/12/13/delen-van-noordzee-verboden-voor-visserij-door-akkoord-natuurbeweging-vissers-en-rijksoverheid

Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures. Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

To70, 2020. Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms - HFDM analysis and consultation with helicopter operators.

van der Reijden et all, 2018, North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. PLoS ONE 13(12): e0208338. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208338. https://www.wur.nl/nl/nieuws/Noordzeevissers-tonen-voorkeur-voor-zeldzame-habitats.htm.

Wageningen Economic Research, 2019 Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Mol, Arie; Oostenbrugge, Hans van; Röckmann, Christine; Hintzen, Niels

WUR (2022), agrimatie – informatie over de agrosector. https://agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526&sectorID=2860&themaID=2286&indicatorID=2880, bron geraadpleegd in juni 2022.

Banou, A., Laurent, A., & Olsen, S. I. (2016). Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy – from theory to application. Applied Energy, 180, 327-337. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.058

CBS (2022) Hernieuwbare energie; verbruik naar energiebron, techniek en toepassing. Bron: https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/84917NED. Geraadpleegd 13-04-2022

IPCC 2014, Chapter 7 – Energy Systems. Bron: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter7.pdf Geraadpleegd 10-08-2022.

Kamerbrief 4 november 2022. Vergunningverlening windenergie op zee IJmuiden Ver (4 GW)

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf

Siemens Gamesa Renewable Energy, A clean energy solution – from cradle to grave, Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD.

StatLine (2022), OpenData.CBS.nl. Energiebalans; aanbod, omzetting en verbruik.

Rijksoverheid (2023). IJmuiden Ver Offshore Wind and Water Site Assessment.

WF East Anglia 3 heeft de status “Consented”. Bron: https://www.thecrownestate.co.uk/en-gb/what-we-do/asset-map/, geraadpleegd 13-04-2022

Bijlage 2
Voornemen



1 Nadere omschrijving voornemen

De volgende paragrafen beschrijven de onderdelen van het voornemen in meer detail:

- Individuele turbines;
- Type funderingen;
- Aanlegwijzen funderingen;
- Elektrische infrastructuur.

De afmetingen van de te onderzoeken turbines uit het voornemen en de verschillende funderingsvormen, aanlegwijzen en kenmerken van de elektrische infrastructuur zijn in onderstaande tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen etc. en betreffen dan ook een bandbreedte.

Tabel 1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur.

Onderwerp	**Bandbreedte**
Totaal opgesteld vermogen kavel	2,0 – 2,3 GW
Maximaal aantal turbines	153
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Maximaal rotoroppervlak[1]	7.081.150 m2
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket, drijvende fundering
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	Twee normen voor onderwatergeluid: • 160 dB re 1 μPa^{2}s SELss op 750 meter van de geluidsbron • 164 dB re 1 μPa^{2}s SELss op 750 meter van de geluidsbron
Maximaal geluidniveau (in geval van andere funderingstechniek dan heien)	Te bepalen norm voor continu geluid met vergelijkbaar beschermingsniveau als 160 dB μP2s SELss (op 750 meter van de geluidsbron)
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder ‘tripods’ en ‘jackets’)	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter

[1] Maximale rotoroppervlakte is gebaseerd op 115 turbines met rotordiameter van 280 m

Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

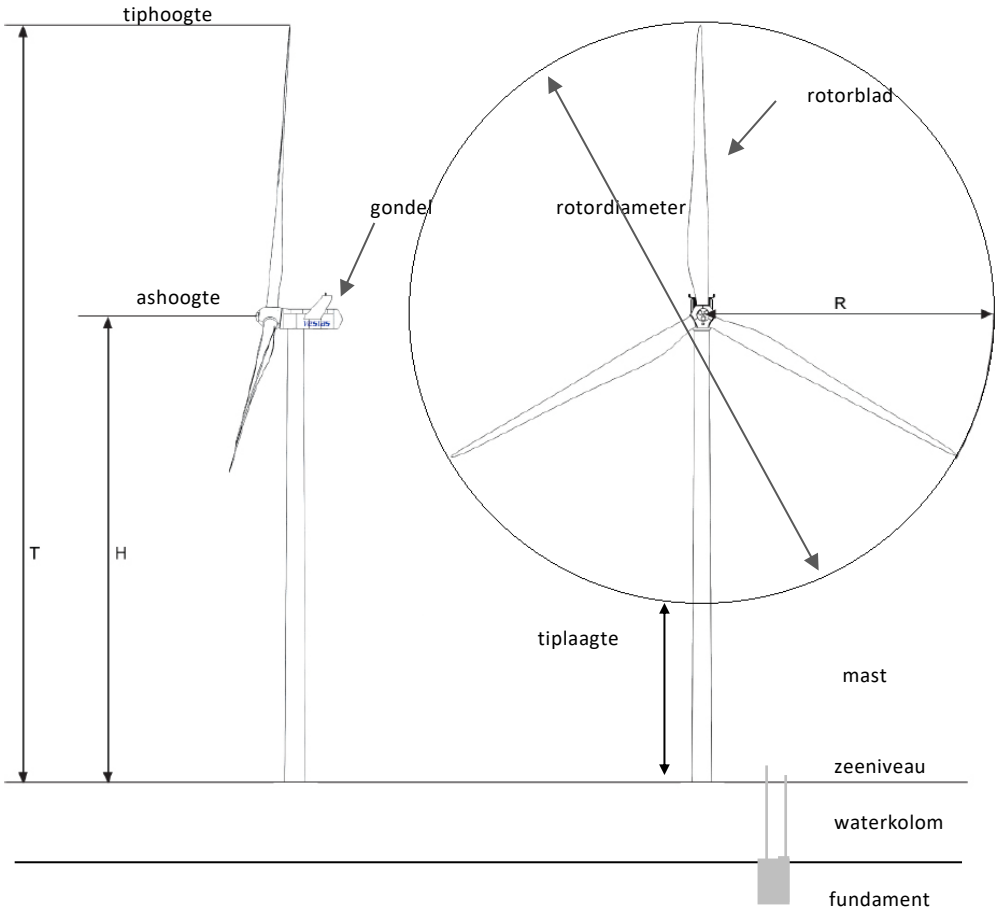
1.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 15 tot en met 20 MW. De belangrijkste onderdelen van een windturbine zijn, ongeacht het type;

- de rotorbladen;
- de gondel waarin de generator zich bevindt, en;
- de mast;
- het fundament.

Deze onderdelen worden in figuur 1 weergegeven.

Figuur 1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011).



De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

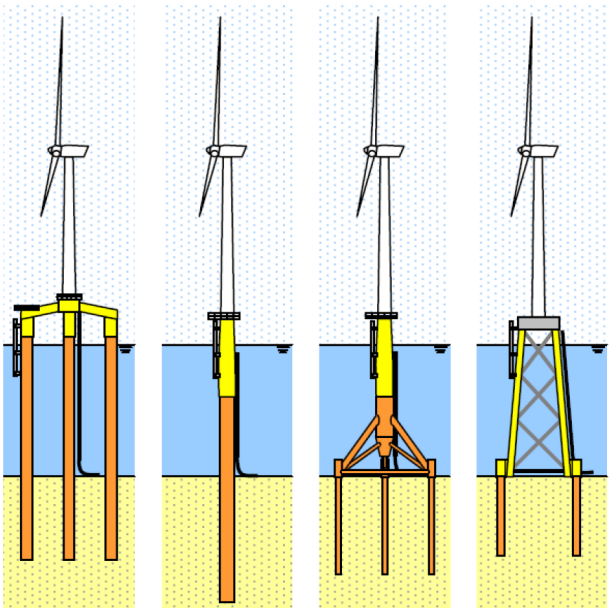
1.2 Type funderingen

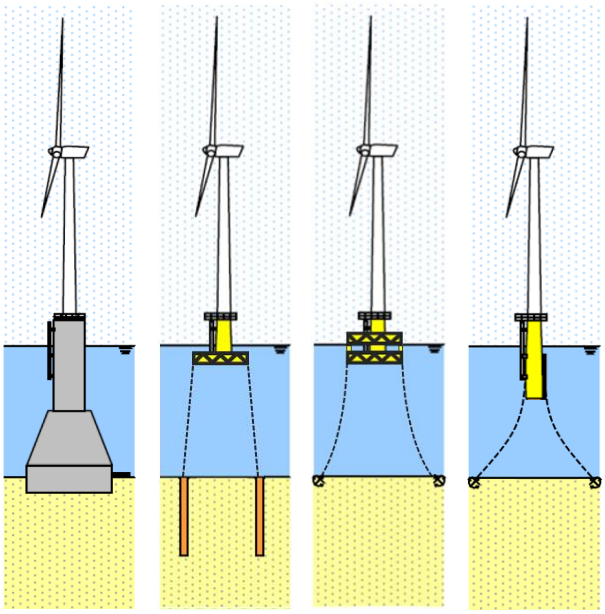
De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 2).

- Monopaal;
- Tripile;
- Tripod;
- Jacket;
- Gravity based;
- Suction bucket;
- Drijvend.

De diepte van de funderingen is afhankelijk van onder meer het turbinetype, de waterdiepte en de bodemgesteldheid. Bij de monopaal, tripile, tripod en jacket ligt de diepte van de funderingen tussen de 30 en 50 meter.

Figuur 2 Type funderingen van offshore windmolens, van linksboven naar rechtsonder: Jacket, Monopile, Tripod, Suction bucket, Gravity Based en drijvend (tension leg platform, semi-submersible platform en spar boei).





1.2.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). De dikte en de diameter van de paal zullen in het algemeen toenemen met de waterdiepte waarin deze geplaatst wordt en met de grootte van de windturbine. De monopaal is de meest gebruikte fundatietechniek voor offshore windturbines.

1.2.2 Jacket

Het jacket is een constructie die de windturbine draagt, welke veelal gebruikt wordt voor offshore platforms. Het bestaat uit meerdere palen die in de zeebodem staan en die met een aantal verbindingen met elkaar zijn verbonden, waar bovenop de windturbine wordt geplaatst. De grootte van het jacket is afhankelijk van de waterdiepte en de turbine.

1.2.3 Tripod

Een tripod kan het best vergeleken worden met het driepotige statief van een fotocamera. De centrale koker (turbinepaal) vormt de basis voor de turbine en deze paal wordt ondersteund door drie fundatiepalen die de turbinepaal dragen. De constructie bevindt zich onder het wateroppervlak. Dit type fundatie is vooral geschikt voor diep water.

1.2.4 Tripile

De tripile is vergelijkbaar met de tripod, met het verschil dat de constructie van de 3 fundatiepalen zich boven water bevindt.

Figuur 3 Voorbeeld van een tripile fundatie[2].



1.2.5 Gravity Based

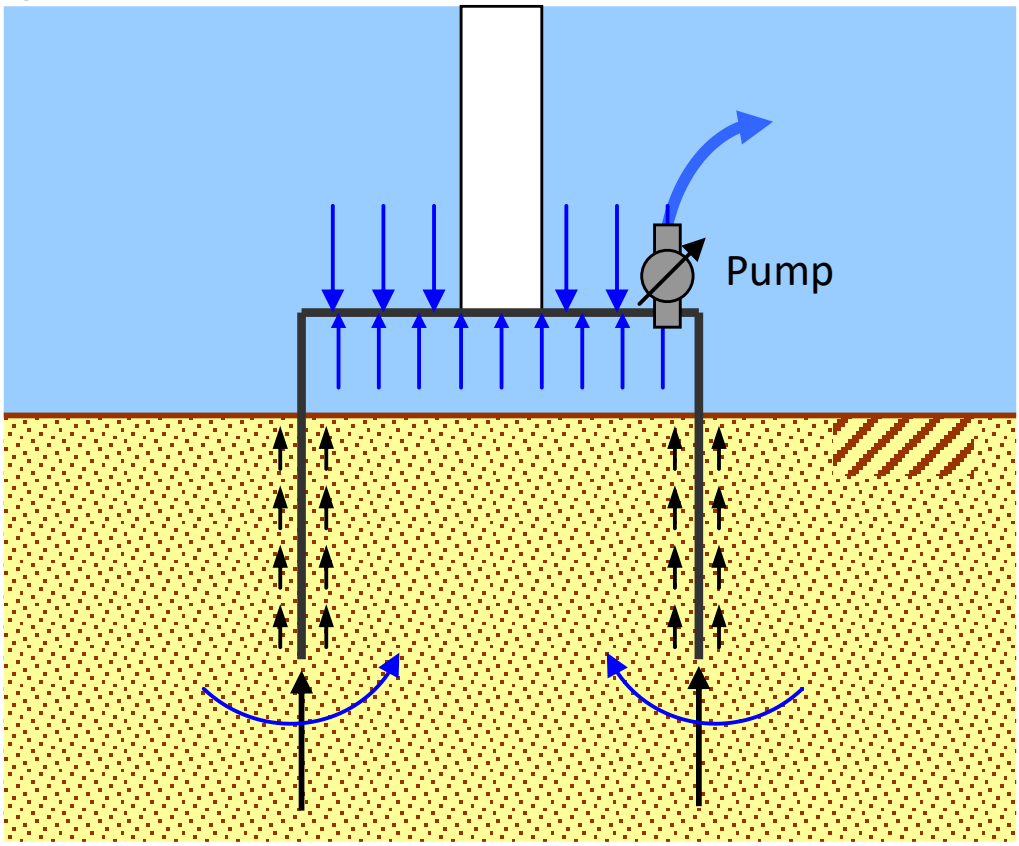
Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, waarop deze basis geplaatst wordt. Waar de waterdiepte of de geologie monopiles ongeschikt maken, zijn “gravity based” fundaties een goed alternatief. De diameter van de gravity based is afhankelijk van het turbinetype dat geplaatst wordt.

1.2.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 2.4). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd waardoor de bucket zich vastzuigt en in de bodem dringt. Bovenop de suction bucket wordt de turbinepaal gemonteerd.

[2] http://www.bard-offshore.de/en/projects/nearshore/hooksiel.html

Figuur 4 Suction bucket[3].



1.2.7 Drijvende fundering

Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Vooral in diepere wateren zijn er voordelen van een dergelijke constructie, omdat fundamenten daar kostbaar zijn. Vanwege de (geringe) waterdiepte in windenergiegebied IJmuiden Ver liggen drijvende turbines minder voor de hand. Verschillende vormen van een drijvende windmolen en haar verankering zijn te onderscheiden. De spar boei is een drijvende langwerpige basis met ballast onderin om de windmolen rechtop te houden. Ook kan er een breed drijvend platform als basis gebruikt worden voor een windmolen die drijft op het oppervlak. De spar en het drijvende platform worden met meerdere stalen of elastische kabels in de radiale richting op hun plek gehouden door ingegraven ankers (door laterale trekkracht van de kabels) of funderingen. Daarnaast bestaat er een onderwater boei basis die juist met stalen tension kabels aan de funderingen direct onder de boei bevestigd worden aan de zeebodem. Hiervoor kunnen suction buckets gebruikt worden of funderingen die dieper in de bodem bevestigd worden.

1.3 Aanlegwijze paalfunderingen

De beschreven funderingen die gebruik maken van palen, te weten monopaal, jacket, tripile, tripod of suction bucket kunnen op verschillende wijzen worden aangelegd:

- Intrillen;
- Heien;

[3] Aanvraag wijzigingsvergunning windpark Q10/Luchterduinen, Pondera Consult, 29 februari 2012

- Boren;
- Suction.

1.3.1 Intrillen

Door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal, die aan een kraan hangt, kan door middel van trillingen de funderingspaal de grond in worden gebracht. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt, zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie zijn nodig voor verschillende paalafmetingen en grondcondities. Voor palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Een voordeel van trillen is dat minder geluid wordt gegeneerd dan bij heien.

1.3.2 Heien

Afhankelijk van de bodemcondities, de diameter van de fundering en de hei-energie wordt geheid binnen de geluidnorm. Deze geluidnorm is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid voor met name zeezoogdieren.

1.3.3 Boren

Twee varianten zijn te onderscheiden bij het boren, namelijk variant 1 waarbij eerst een gat wordt geboord waarna de fundatiepaal wordt geplaatst, en variant 2 waarbij van binnenuit een monopile wordt geboord. Een voordeel van boren is dat minder geluid wordt gegeneerd dan bij heien.

1.3.4 Suction

Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd. Hierdoor wordt een drukverschil opgewekt wat resulteert in een neerwaartse kracht. Hierdoor wordt de suction bucket in de zeebodem gedrukt. Wanneer de pomp is uitgeschakeld wordt de fundering ondersteund door wandwrijving en draagkracht op de onderrand van de bucket, waardoor samen voldoende draagkracht wordt gemobiliseerd. De offshore olie- en gasindustrie heeft uitgebreide ervaring met suction buckets. Een voordeel van suction is dat er minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien. Monopalen, tripods, tripiles en jackets kunnen door middel van suction buckets geïnstalleerd worden.

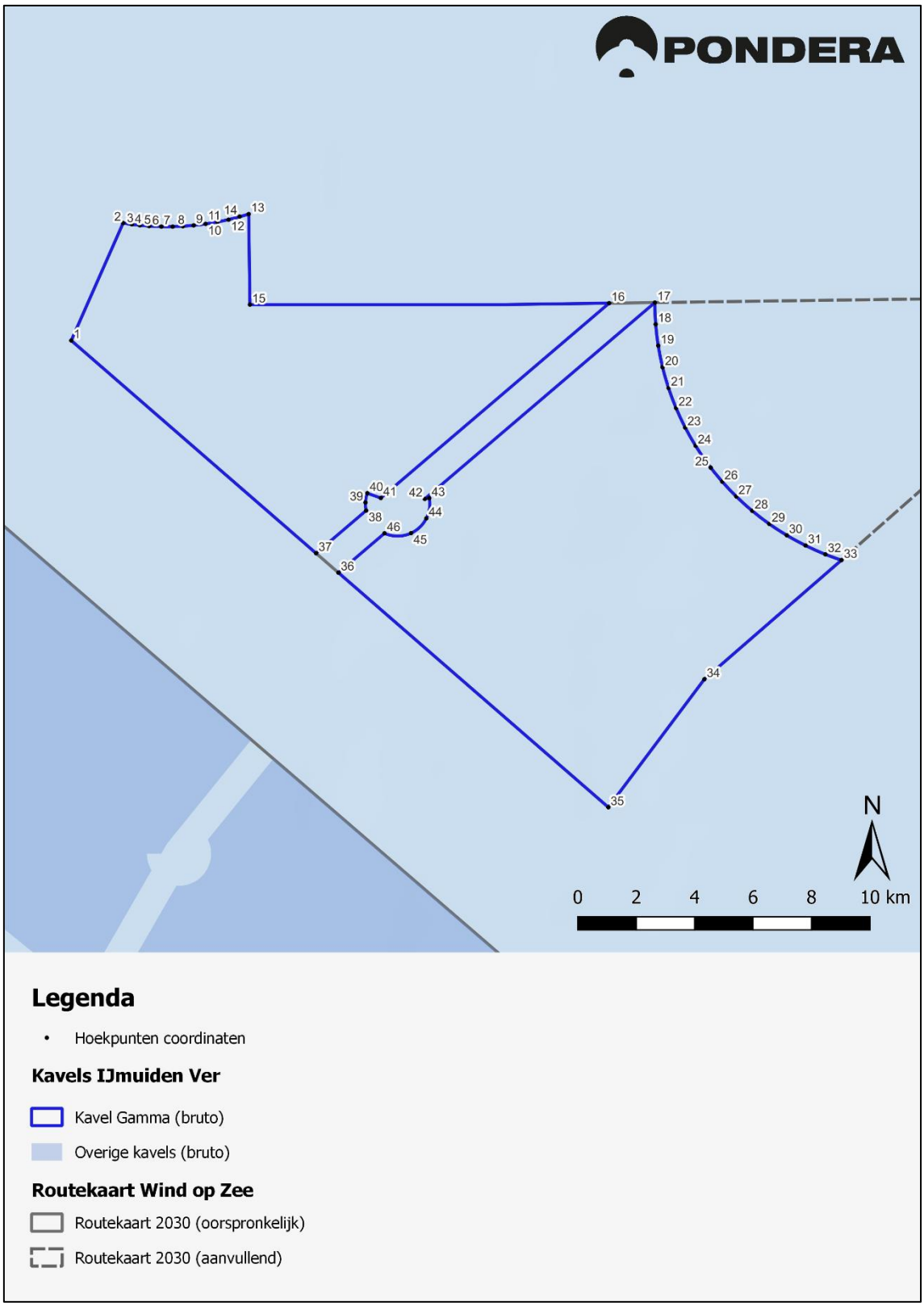
1.4 Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, dat wil zeggen de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen transformatorstation van TenneT op zee wordt uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. De kabels worden op circa 1 meter onder zeebedniveau ingegraven.

Bijlage 3
Coördinaten kavel



Figuur 1 Overzicht hoekpunten Kavel Gamma



De hoekpunten van kavel Gamma in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn weergegeven in bovenstaande figuur en onderstaande tabel (coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31). In werkelijkheid zijn er meer hoekpunten, aangezien er diverse gekromde grenzen (bochten) zijn. Deze zijn versimpeld weergeven als coördinatenpunten.

Tabel 1 Coördinaten hoekpunten in coördinatenstelsel ETRS89 / UTM zone 31N (EPSG 25831)

Hoekpunt	X-coördinaat	Y-coördinaat
1	535372	5880486
2	537146	5884508
3	537446	5884462
4	537720	5884430
5	538036	5884403
6	538455	5884385
7	538843	5884385
8	539191	5884399
9	539558	5884428
10	539969	5884478
11	540370	5884545
12	540753	5884627
13	541134	5884724
14	541443	5884816
15	541485	5881716
16	553775	5881765
17	555339	5881786
18	555367	5881042
19	555454	5880311
20	555603	5879570
21	555806	5878862
22	556065	5878171
23	556376	5877506
24	556732	5876882
25	557253	5876131
26	557642	5875656
27	558123	5875147
28	558669	5874655
29	559253	5874206
30	559854	5873816

31	560494	5873467
32	561174	5873165
33	561723	5872967
34	557030	5868887
35	553748	5864506
36	544511	5872538
37	543748	5873202
38	545464	5874662
39	545439	5874938
40	545500	5875253
41	545962	5875095
42	547463	5875062
43	547622	5875092
44	547517	5874401
45	546999	5873892
46	546088	5873885

Bijlage 4
Achtergrondrapportage vogels, vleermuizen, vissen en benthos



Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma

Vogels, vleermuizen, vissen en benthos



R.E. van der Vliet
E.G.R. Bakker
J.J. Leemans
J. Kraal
A. Potiek
M. Boonman
M.P. Collier
A. Gyimesi

WAARDEN BURG Ecology

we consult nature.

Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma

Vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet, E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, J. Kraal, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	23-153
Projectnummer:	22-0818
Datum uitgave:	28 augustus 2024
Projectleider:	dr. A Gyimesi & dr. R. van der Vliet
Tweede lezer:	R.C. Fijn, *MSc.*
	Drs. K. Didderen
Opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	Opdrachtbevestiging met kenmerk 722183/SVDB/03
Akkoord voor uitgave:	R.C. Fijn, *MSc.*
Datum akkoord:	21-04-2023

Graag citeren als: Van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, J. Kraal, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi. 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel Gamma: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 23-153. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: Natura 2000, aanvaringsslachtoffers, verstoring, Milieu Effect Rapportage, windenergie op zee, windturbines

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de brancheverenigingen Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Voorwoord

De Rijksoverheid heeft doelen geformuleerd om in 2050 alle gebruikte energie in Nederland uit duurzame bronnen op te wekken. Nederland heeft met de Noordzee een gunstige plek voor de productie van windenergie op zee en daarom onderzoekt de Rijksoverheid de mogelijkheden voor de groei van het aantal windmolenparken op zee in Nederland. Hiervoor zijn afspraken geformuleerd in het Energieakkoord.

De Rijksoverheid wil de effecten van de productie van windenergie op zee op de natuur binnen de toegestane grenzen houden. Daarom worden, voor de zogeheten kavels van nieuw te ontwikkelen windparken, Milieueffectrapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) opgesteld om de effecten op o.a. ecologie te bepalen voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbine-types. Vervolgens kunnen ontwikkelaars hun initiatieven binnen deze bandbreedte verder uitwerken.

Eén van de windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is IJmuiden Ver. Waardenburg Ecology is door Pondera Consult benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen 'Vogels' (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek), 'Vleermuizen', 'Vissen' en 'Benthos' in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER voor kavel Gamma in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

Abel Gyimesi	projectleiding, rapportage
Roland van der Vliet	projectleiding, rapportage
Astrid Potiek	analyses, rapportage
Jacco Leemans	analyses, rapportage
Jente Kraal	analyses, rapportage
Mark Collier	analyses
Martijn Boonman	rapportage
Rebecca Bakker	rapportage
Robert Middelveld	GIS-analyses, kaarten
Ruben Fijn	kwaliteitscontrole
Karin Didderen	kwaliteitscontrole

Genoemde personen zijn door opleiding, werkervaring en zelfstudie gekwalificeerd voor de door hen uitgevoerde werkzaamheden. Het project is uitgevoerd volgens het

kwaliteitshandboek van Waardenburg Ecology. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Waardenburg Ecology is ISO gecertificeerd.

Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door de heer J. Sissingh. Wij danken hem voor de prettige samenwerking. Daarnaast hebben Cynthia Mors en Raoul Syrier vanuit Rijkswaterstaat Zee en Delta en Ufuk Kilinç_en Florentine van der Wind vanuit het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat het project begeleid.

Disclaimer
De studie betreft een beoordeling van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren. Deze beoordeling is gebaseerd op bronnenonderzoek, veldonderzoek en deskundigenoordeel. Veldonderzoek is altijd een momentopname. Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor waarnemingen van soorten door derden en waarnemingen die na afronding van de studie bekend worden gemaakt.



Inhoud

Voorwoord **3**

DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK **9**

1 Voorgenomen ingreep **10**

1.1 Plangebied 10

1.2 Ontwikkeling windenergie 11

2 Relevante wetgeving en beleid **13**

2.1 Natura 2000-gebieden 14

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden 14

2.1.2 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor broedvogels 15

2.1.3 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor niet-broedvogels 17

2.1.4 Natura 2000-gebieden aangewezen voor habitatrichtlijnsoorten vis en benthos 20

2.2 Soortenbescherming 21

2.3 Natuurnetwerk Nederland 22

2.4 OSPAR-verdrag 22

2.5 Kaderrichtlijn Mariene Strategie 23

3 Kennisoverzicht effecten van offshore windenergie op vogels en vleermuizen **26**

3.1 Vogels 26

3.1.1 Constructiefase 27

3.1.2 Exploitatiefase 29

3.1.3 Verwijderingsfase 36

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels 37

3.2 Vleermuizen 37

3.2.1 Constructiefase 39

3.2.2 Exploitatiefase 39

3.2.3 Verwijderingsfase 40

4 Kennisoverzicht effecten van offshore ontwikkelingen op vissen en benthos **41**

4.1 Vissen 42

4.1.1 Constructiefase 42

4.1.2 Exploitatiefase 49

4.1.3 Verwijderingsfase 55

4.1.4 Korte samenvatting voor vissen 55

4.2 Benthos 56

4.2.1 Constructiefase 56
4.2.2 Exploitatiefase 59
4.2.3 Verwijderingsfase 63
4.2.4 Korte samenvatting voor benthos 63
5 Materiaal en methoden 65
5.1 Brongegevens 65
5.1.1 Vogels 65
5.1.2 Vleermuizen 70
5.1.3 Vissen 70
5.1.4 Benthos 72
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels 73
5.2.1 Aanvaringsslachtoffers 73
5.2.2 Habitatverlies 78
5.2.3 Barrièrewerking 79
5.2.4 Toetsingscriteria 79
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen 81
5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringsslachtoffers 81
5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen 83
5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen 83
5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos 84
5.6 Effectbeoordeling 84
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN 85
6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied 86
6.1 Vogels 86
6.1.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels 86
6.1.2 Broedende (kolonie)vogels 91
6.1.3 Seizoenstrek 103
6.2 Vleermuizen 110
6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek 110
6.2.2 Voorkomende vleermuissoorten 112
7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied 115
7.1 Algemeen 115
7.2 Vissen 116
7.2.1 Algemeen 116
7.2.2 Beschermde vissen 117
7.2.3 Soortgemeenschap plangebied 120
7.3 Benthos 123
7.3.1 Algemeen 123

7.3.2 Beschermde benthos 124
7.3.3 Soortgemeenschap 126
DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD 130
8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen 131
8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering 131
8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase 132
8.2.1 Effecten op beschermde vogelsoorten 132
8.2.2 Potentiële reductie in aanvaringsslachtoffers bij tiplaagte-verhoging 140
8.2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 141
8.2.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 145
8.3 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen 150
8.3.1 Aanvaringen 150
8.3.2 Overige effecten 151
8.4 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen 152
9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos 154
9.1 Effecten op vissen 154
9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase 155
9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase 156
9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase 157
9.2 Effecten op benthos 157
9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase 158
9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase 159
9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase 160
9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos 161
9.4 Samenvatting effecten op KRM 163
9.4.1 KRM soorten 163
9.4.2 KRM-soorten in relatie tot de KRM-descriptoren 164
9.4.3 KRM conclusie 165
10 Mitigatie 167
10.1 Vogels en vleermuizen 167
10.1.1 Constructiefase 167
10.1.2 Operationele fase 167
10.1.3 Verwijderingsfase 171
10.2 Vissen en benthos 172
10.2.1 Constructiefase 172
10.2.2 Operationele fase 174
10.2.3 Verwijderingsfase 174
11 Cumulatieve effecten 175

11.1 Vogels 176
11.1.1 Lokale zeevogelsoorten 176
11.1.2 Trekvogels 191
11.1.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 192
11.1.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 195
11.2 Vleermuizen 196
11.3 Vissen 197
11.4 Benthos 198
Literatuur **199**
Bijlage I OSPAR lijst bedreigde en/of afnemende soorten **223**
Bijlage II IBTS soortenlijst vis **227**
Bijlage III Oceana soortenlijst vis **228**
Bijlage IV MWTL bodemschaaf soortenlijst benthos **229**
Bijlage V MWTL boxcore soortenlijst benthos **230**
Bijlage VI Alternatieve funderingen **231**

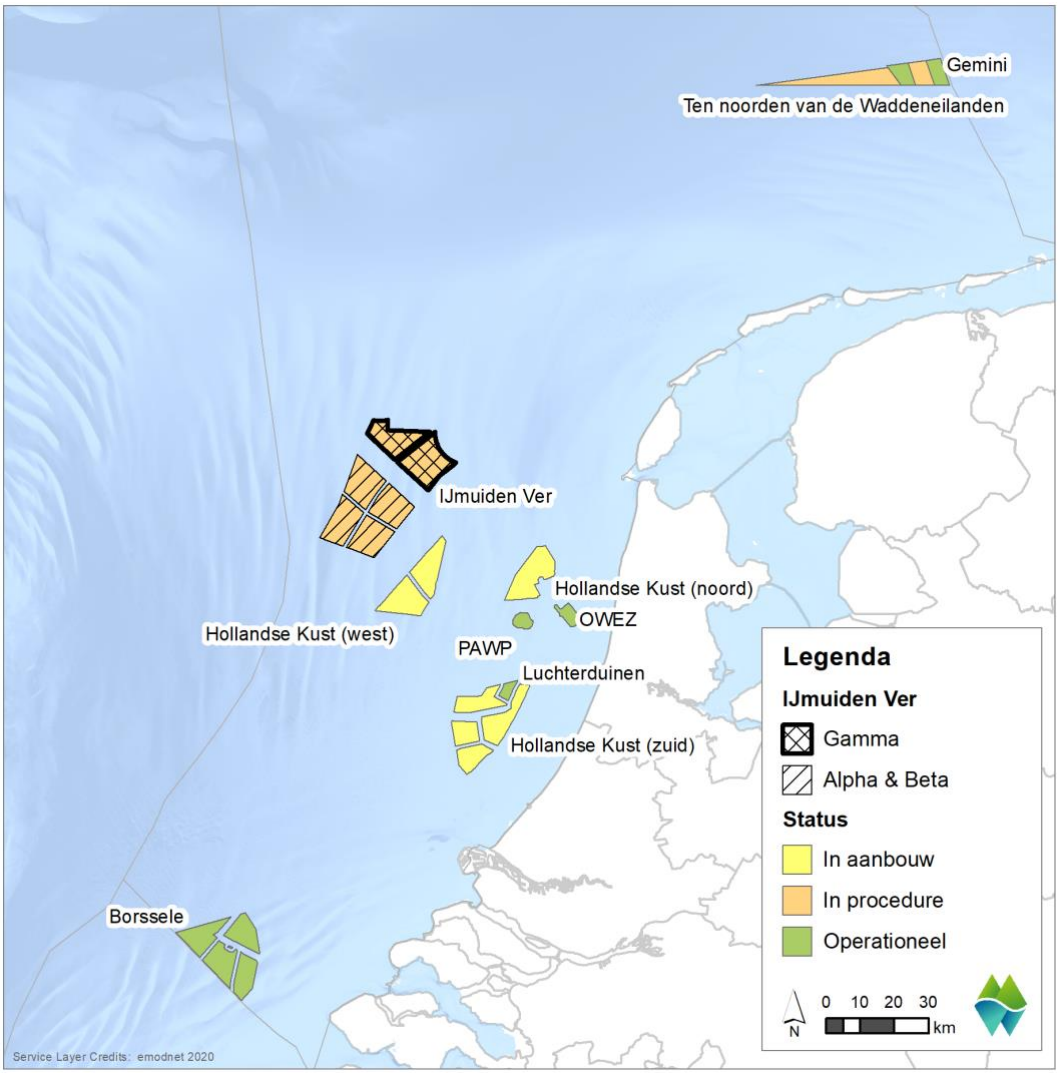


DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK

1 Voorgenomen ingreep

1.1 Plangebied

Kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de zuidelijke Noordzee op 63 km van de Noord-Hollandse kust, ten noordwesten van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel Gamma kent een oppervlak van ca. 227 km^2 en een maximaal opgesteld vermogen van 2,3 GW. Binnen deze rapportage worden de effecten van dit kavel beoordeeld. De beoordeling van kavels Alpha en Beta hebben inmiddels plaatsgevonden.



Figuur 1.1 *Ligging van kavels V en VI (kavel Gamma) van windenergiegebied IJmuiden Ver ten opzichte van overige offshore windenergiegebieden.*

1.2 Ontwikkeling windenergie

In het windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen ontwikkelaars in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuratie) tot een goede inschatting te komen van de effecten van het initiatief, worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbinetypes. Een windpark gevuld met 15 MW windturbines met een rotordiameter van 236 m wordt hierbij als het alternatief met het maximum aantal turbines beschouwd (het maximum alternatief, ofwel Alternatief 1) en een windpark gevuld met 20 MW turbines met een rotordiameter van 280 m als het alternatief met het minimum aantal turbines (het minimum alternatief, ofwel Alternatief 2). Naast de basisscenario's worden per alternatief twee additionele inrichtingsalternatieven, de zogenaamde overplantingsalternatieven, besproken. In deze overplantingsalternatieven wordt met extra windturbines rekening gehouden (Alternatief 1b, 1c en 2b, 2c; tabel 1.1). De specificaties van de alternatieven zijn aangeleverd door Pondera Consult, na consultatie van Rijkswaterstaat Zee en Delta en de betrokken ministeries, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de notitie reikwijdte en detailniveau (NRD).

Tabel 1.1 *Windparkparameters voor Alternatief 1 en 2 (respectievelijk minimum en maximum alternatief), en hun overplantingsalternatieven (Alternatief 1a en 2a) voor kavel Gamma.*

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Turbine tiplaagte (m)	Rotordiameter (m)	Ashoogte (m)
1a	15	134	25	236	143
1b	idem	140	idem	idem	idem
1c	Idem	153	idem	idem	idem
2a	20	100	25	280	165
2b	idem	106	idem	idem	idem
2c	idem	115	idem	idem	idem

Alternatieve funderingen

In voorliggend document wordt uitgegaan van de inzet van de traditionele monopile als fundering voor de turbines. Er zijn echter vier alternatieve funderingtypes – te weten multipile, gravity-based fundering, suction bucket en drijvende fundering - die vallen binnen de bandbreedte voor de kavel van IJmuiden Ver Gamma. Vanwege de beperkte beschikbaarheid van informatie over de effecten van deze funderingstypes, en er vanuit gaande dat deze minder negatieve effecten met zich mee brengen (Horwarth *et al.* 2020), worden deze alternatieve funderingstypes in bijlage VI verder toegelicht en beoordeeld voor zover mogelijk.



2 Relevante wetgeving en beleid

In dit hoofdstuk worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Windenergie op Zee' (2015) is het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Sociaal-Economische Raad (SER)-akkoord vorm te kunnen geven voor wat betreft de doelstelling voor windenergie op zee. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst waaraan moet worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming [1]. In het kavelbesluit ligt de finale toestemmingsverlening verankerd. Er zijn daarmee geen aparte vergunningen en ontheffingen op grond van de Wet natuurbescherming vereist, wat niet weg neemt dat voor windenergie op zee dezelfde natuurbeschermingsnormen gelden als voor andere ingrepen, met mogelijk effecten op beschermde soorten en gebieden. Waar in onderstaande tekst over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit zodoende worden bezien in het licht van (de vervangende toestemming in) het kavelbesluit.

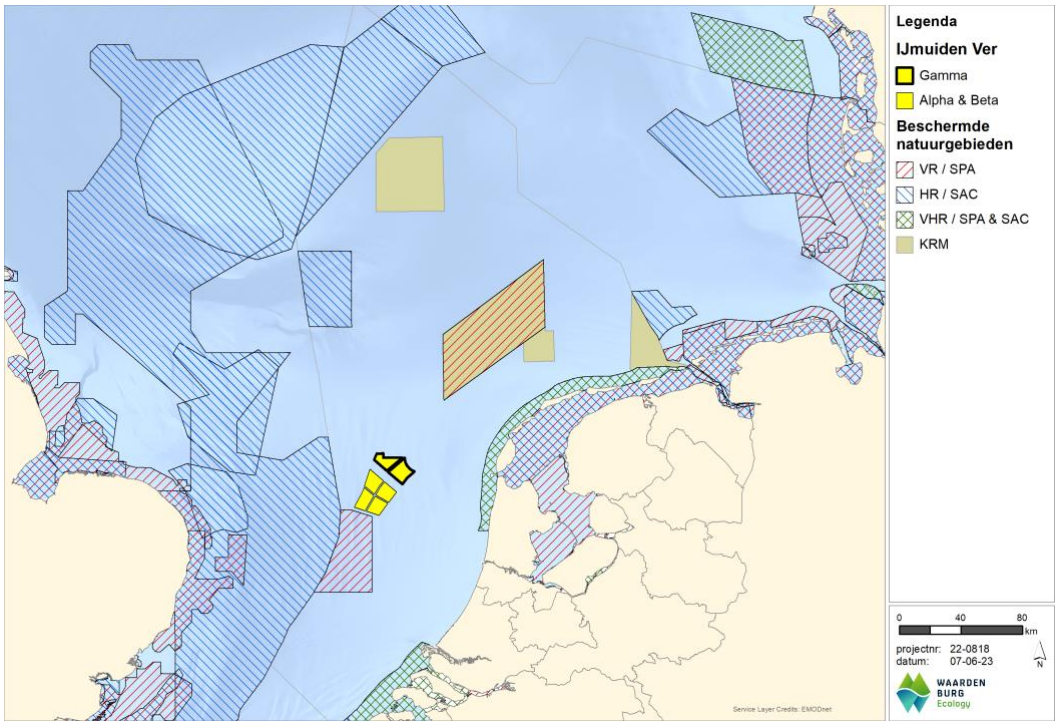
De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de EU-Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)) en de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)). Aan beide richtlijnen lag onder meer de internationale regelgeving van de Ramsar Convention ten grondslag (formeel: Overeenkomst inzake watergebieden van internationale betekenis, in het bijzonder als verblijfplaats voor watervogels). Het doel van deze overeenkomst is het behoud en het oordeelkundig gebruik van alle watergebieden door middel van plaatselijke, regionale en nationale acties en internationale samenwerking, als bijdrage aan het tot stand komen van een duurzame ontwikkeling in de gehele wereld. De Habitatrichtlijn heeft als doel om speciale terrestrische of mariene habitats en/of soorten te beschermen. De Vogelrichtlijn is speciaal gericht op in het wild levende vogelsoorten. In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. De gebiedsbescherming uit de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn is in Nederland gebaseerd op het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. Vanaf 1 januari 2017 zijn soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), zodoende ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit MER wordt onderzocht of er door de constructie, exploitatie en/of verwijdering van een windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

De constructie en de exploitatie van een windpark kan diverse effecten hebben op de in de omgeving aanwezige flora en fauna. Deze effecten worden in dit rapport uiteengezet en getoetst. Er worden drie fasen onderscheiden waarin effecten op kunnen treden:

[1] De Wet Natuurbescherming gaat per 1 januari 2024 op in de Omgevingswet.

- **Constructiefase** – constructie van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Exploitatiefase** – aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Verwijderingsfase** – verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.

2.1 Natura 2000-gebieden



Figuur 2.1 *Overzicht van de locatie van het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma en offshore Natura 2000-gebieden. VR = Natura 2000-Vogelrichtlijngebied, SPA = Special Protection Area (beschermde gebieden in het Verenigd Koninkrijk equivalent aan de EU VR-gebieden), HR = Natura 2000-Habitatrichtlijngebied, SAC = Special Area of Conservation (beschermde gebieden in het Verenigd Koninkrijk equivalent aan de EU HR-gebieden), VHR = zowel Vogel- als Habitatrichtlijngebied, KRM = gebieden van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.*

In dit hoofdstuk wordt eerst de wet- en regelgeving nader toegelicht. Daarna worden elk van de relevante Natura 2000-gebieden besproken. De nadruk ligt hierbij op gebieden met een instandhoudingsdoelstelling voor broedvogels en/of niet-broedvogels. Natura 2000-gebieden voor zeezoogdieren worden in een separaat achtergronddocument behandeld (Heinis *in prep*). Een overzicht van de ligging van Natura 2000-gebieden is gepresenteerd in figuur 2.1.

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in ‘Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden’.

Als de constructie of de exploitatie van een windpark negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van één of meer Natura 2000-gebieden, is een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) vereist. Ook kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

Voorliggend rapport is een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of kan het optreden van significant negatieve effecten met zekerheid worden uitgesloten?

Meer in detail geeft deze rapportage antwoord op de volgende vragen:

- Welke beschermde natuurgebieden liggen binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied? Wat zijn de IHD's voor deze natuurgebieden?
- Wat is de ligging van het plangebied ten opzichte van de habitattypen, de leefgebieden van soorten of andere natuurwaarden waarvoor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen? Welke functies heeft het plangebied en zijn invloedssfeer voor deze beschermde natuurwaarden?
- Welke effecten heeft de constructie en de exploitatie van een windpark op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden?
- Wat zijn de effecten van het windpark als deze worden beschouwd in samenhang met andere activiteiten en plannen, met andere woorden, wat zijn de cumulatieve effecten?
- Kunnen significante effecten (inclusief cumulatieve effecten) met zekerheid worden uitgesloten?

De effecten van de ingreep worden getoetst aan de IHD's die voor de Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied (zullen) gelden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden).

2.1.2 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor broedvogels

Natura 2000-gebieden van de EU Vogelrichtlijn (VR- of VHR-gebieden in figuur 2.1) of Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk zijn aangewezen voor broedvogels en/of niet-broedvogels. Voor broedvogels is de reproductiefase van belang, voor niet-broedvogels de fase buiten het broedseizoen. Voor broedvogels hebben de Natura 2000-gebieden de functie om te garanderen dat de reproductie van de populatie op peil blijft of verbeterd wordt. Daarom wordt een IHD uitgedrukt in aantallen broedparen. Dit aantal moet volgens de aanwijsbesluiten behouden of verbeterd worden.

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische beschermde natuurgebieden windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken en daardoor effecten ondervinden van ontwikkelingen aldaar. In deze paragraaf worden deze beschermde natuurgebieden gepresenteerd, inclusief alle broedvogelsoorten

met een IHD in het betreffende gebied. Van deze soorten zijn in de beoordeling uitsluitend broedvogelsoorten meegenomen die terecht kunnen komen in windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange (zie §6.1.2). Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kan komen of slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt bijvoorbeeld voor de Duitse VR-gebieden Helgoland en Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Küstengebiete (zie figuur 6.2). Figuur 2.1 geeft de ligging van de verschillende Natura 2000-gebieden weer.

Duinen en Lage Land Texel

Het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel kent 12 broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling (tabel 2.1). Van deze broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat deze kans heeft om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.1 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen). In rood de soorten die verder in deze rapportage worden besproken.*

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergstern (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Duinen Vlieland

Het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland kent 8 broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling (tabel 2.2). Van deze broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat deze kans heeft om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.2 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten. In rood de soorten die verder in deze rapportage worden besproken.*

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee kent 13 broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling (tabel 2.3). Van deze broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat deze kans heeft om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.3 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten. In rood de soorten die verder in deze rapportage worden besproken.*

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

Het Britse Special Protection Area Flamborough and Filey Coast kent 4 broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.4). Verstoring van de kolonie is niet aan de orde. Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen eventueel alleen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200 km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij het zoekgebied wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden. Geen van de doelsoorten van dit gebied worden nader meegenomen in de beoordeling.

Tabel 2.4 *Beschermde vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.*

Broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

2.1.3 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Verschillende gebieden (Natura 2000-gebieden en, in het Verenigd Koninkrijk, Special Protection Areas (SPAs)) in de zuidelijke Noordzee zijn (ook) voor zeevogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen. Dit zijn gebieden die voor bepaalde vogelsoorten buiten het broedseizoen belangrijk zijn als foerageer- of rustgebied. In voorliggende rapportage behandelen we uitsluitend niet-broedvogelsoorten waarvan de verspreiding niet

kustgebonden is. Voor de kustgebonden vogelsoorten waarvoor bepaalde gebieden aangewezen zijn, zijn effecten op voorhand uitgesloten omdat het voorkomen van deze vogelsoorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als incident beschouwd kan worden. Verder behandelen we alleen vogelsoorten waarvan buiten het broedseizoen tenminste 1 slachtoffer wordt verwacht in IJmuiden Ver Gamma als gevolg van aanvaringen (zie §8.2.1). Voor het effect van habitatverlies (zie een beschrijving van de verschillende effecten in hoofdstuk 3) wordt uitsluitend het Natura 2000-gebied Bruine Bank behandeld. Voor alle overige Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee geldt dat ze op dusdanig grote afstand van IJmuiden Ver Gamma liggen dat effecten van habitatverlies op voorhand zijn uitgesloten. De gerapporteerde instandhoudingsdoelstellingen zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden), en voor Britse gebieden van de website van JNCC (jncc.gov.uk).

Momenteel zijn er in Nederland voor niet-broedvogels twee offshore Natura 2000-gebieden (Friese Front en Bruine Bank) aangewezen. Van de andere Nederlandse Natura 2000-gebieden langs de kust hebben alleen de Noordzeekustzone en Voordelta voor specifieke zeevogelsoorten IHD's als niet-broedvogel. Dit zijn de dwergmeeuw en/of de grote stern. De overige IHD's van deze gebieden betreffen kustgebonden watervogels die in windenergiegebied IJmuiden Ver niet worden verwacht. Daarnaast zijn in het buitenland verschillende gebieden aangewezen voor zeevogelsoorten als niet-broedvogel. Van deze is het Greater Wash in Engeland het dichtstbijzijnde gebied dat niet alleen voor kustgebonden vogelsoorten aangewezen is. Dit gebied ligt op ca. 115 km afstand van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Effecten van IJmuiden Ver Gamma als gevolg van habitatverlies op gebieden op dergelijke afstanden kunnen op voorhand uitgesloten worden. Aanvaringen van niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden kunnen wel in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma als externe werking optreden. Zeevogels leiden namelijk buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee en zodoende zouden vogels uit beschermde natuurgebieden over de hele Noordzee in theorie in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma terecht kunnen komen en in aanvaring komen met de windturbines. Vanwege de grote afstand tussen deze beschermde natuurgebieden en IJmuiden Ver Gamma zal het windenergiegebied niet tot het reguliere verspreidingsgebied van deze vogelsoorten vanuit de beschermde natuurgebieden gelden. Daarom beschrijven we hier alleen de twee Nederlandse offshore Natura 2000-gebieden en worden in §8.2.1 de effecten in eerste instantie op deze gebieden uitgewerkt. In het geval dat in deze gebieden significant negatieve effecten uitgesloten kunnen worden, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet gaan optreden in gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor 6 niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling gericht op behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank: de kortste afstand tussen Bruine Bank en het plangebied is 28 kilometer.

Tabel 2.5 *Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank. In rood de soorten die verder in deze rapportage worden besproken.*

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	alk (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is alleen aangewezen voor de zeekoet als niet-broedvogelsoort met als instandhoudingsdoelstelling behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel Gamma van IJmuiden Ver ligt op *ca*. 48 kilometer van het Friese Front. Effecten op deze instandhoudingsdoelstelling worden later beoordeeld.

Noordzeekustzone

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen voor 18 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van populaties als kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 2.). IJmuiden Ver ligt op 44 km afstand van de Noordzeekustzone en is daarmee buiten de verwachte foerageerranges van broedvogelsoorten uit dit Natura 2000-gebied. De meeste aangewezen niet-broedvogelsoorten zijn in hun leefwijze gebonden aan de kust. Op deze soorten zijn effecten op voorhand uitgesloten en deze soorten worden ook niet verder behandeld. Hierop is de dwergmeeuw een uitzondering waarvoor een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling (‘behoud’) geldt.

Tabel 2.6 *Beschermde niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Voor soorten met kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn de ten doel gestelde populatiegroottes in exemplaren weergegeven. Broedvogels met een instandhoudingsdoelstelling in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
Roodkeelduiker (behoud)	Parelduiker (behoud)	Aalscholver (1.900)
Bergeend (520)	Topper (behoud)	Eider (26.200)
Zwarte zee-eend (51.900)	Scholekster (3.300)	Kluut (120)
Bontbekplevier (510)	Zilverplevier (3.200)	Kanoet (560)
Drieteenstrandloper (2.000)	Bonte strandloper (7.400)	Rosse grutto (1.800)
Wulp (640)	Steenloper (160)	Dwergmeeuw (behoud)

Voordelta

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen voor 30 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van populaties als kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel

2.7). De meeste aangewezen niet-broedvogelsoorten zijn in hun leefwijze gebonden aan de kust. Op basis van de grote afstand tussen dit Natura 2000-gebied en IJmuiden Ver Gamma (103 km) zijn effecten op deze soorten zijn op voorhand uitgesloten en worden deze soorten ook niet verder behandeld. Hiervan zijn de dwergmeeuw en grote stern een uitzondering waarvoor een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling ('behoud') geldt.

Tabel 2.7 *Beschermde niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Voordelta. Voor soorten met kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn de ten doel gestelde populatiegroottes weergegeven.*

Niet-broedvogels		
Roodkeelduiker (behoud)	Fuut (280)	Kuifduiker (6)
Aalscholver (480)	Lepelaar (10)	Grauwe gans (70)
Bergeend (360)	Smient (380)	Krakeend (90)
Wintertaling (210)	Pijlstaart (250)	Slobeend (90)
Topper (80)	Eider (2.500)	Zwarte zee-eend (9700)
Brilduiker (330)	Middelste zaagbek (120)	Scholekster (2.500)
Kluut (150)	Bontbekplevier (70)	Zilverplevier (210)
Drieteenstrandloper (350)	Bonte strandloper (620)	Rosse grutto (190)
Wulp (980)	Tureluur (460)	Steenloper (70)
Dwergmeeuw (behoud)	Grote stern (behoud)	Visdief (behoud)

Overige Natura 2000-gebieden

Via het verdrag van de 'Ramsar Convention', worden ook lange-afstand trekvogels beschermd. Daarnaast kan ook menig trekvogel, waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden IHD's gelden het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van externe werking, omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het windenergiegebied. Aangezien het niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties deze trekvogels behoren, worden niet alle gebieden besproken waar vandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn, maar worden de soorten enkel generiek beoordeeld. Voor de beoordeling wordt een kwetsbare soort als voorbeeld uitgewerkt. Effecten op trekvogels uit Natura 2000-gebieden als gevolg van habitatverlies en indirecte effecten zijn op voorhand uit te sluiten omdat het offshore gebied van IJmuiden Ver Gamma niet tot de natuurlijk habitat van deze vogelsoorten behoort. De effecten van aanvaringen en barrièrewerking worden verderop in dit rapport behandeld.

2.1.4 Natura 2000-gebieden aangewezen voor habitatrichtlijnsoorten vis en benthos

Kavel Gamma van IJmuiden Ver ligt tussen de offshore Natura 2000-gebieden Bruine Bank, Friese Front en Klaverbank. Deze liggen respectievelijk op ca. 29, 45 en 84 kilometer afstand van IJmuiden Ver Gamma. Van deze Natura 2000-gebieden zijn de Bruine Bank en het Friese Front alleen aangewezen als vogelrichtlijngebied (niet als habitatrichtlijngebied).

Alle habitatrichtlijngebieden in de Noordzee zijn aangewezen voor bruinvis (*Phocoena phocoena*), grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) en gewone zeehond (*Phoca vitulina*). Het Britse voormalige Natura 2000-gebied southern North Sea is echter alleen voor bruinvis aangewezen. Zeezoogdieren worden verder niet meegenomen in voorliggende rapportage: Heinis (*in prep*) gaat verder in op deze soortgroep.

Voor geen van de Nederlandse Natura 2000-gebieden is een benthossoort aangewezen als habitatrichtlijnsoort. Enkele trekvissen zijn als habitatrichtlijnsoort aangewezen voor twee Natura 2000-gebieden langs de kust, de Voordelta en Noordzeekustzone (tabel 2.8). Voor de Noordzeekustzone betreft het drie vissoorten, allen met een uitbreidingsdoelstelling. Voor de Voordelta betreft het dezelfde vissoorten, plus de vissoort elft, ook allen met een uitbreidingsdoelstelling. Voor beide gebieden geldt dat IHD's voor het leefgebied van deze soorten behoud van omvang en de kwaliteit ervan betreffen. Voor het Duitse Natura 2000-gebied Borkum-Riffgrund is ook de fint aangewezen als habitatrichtlijnsoort.

Vanwege de afstand van de kavel tot Natura 2000-gebieden met beschermde habitattypen worden deze beschermde habitattypen en corresponderende typische soorten niet meegenomen in de huidige beoordeling. De Klaverbank met het beschermde habitattype riffen (H1170) ligt op 84 km afstand het meest dichtbij.

Tabel 2.8 *Habitatrichtlijnsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta. Andere soorten dan vis of benthos zijn uit de tabel gelaten.*

Habitatrichtlijnsoorten	Noordzeekustzone	Voordelta
H1095 zeeprik	uitbreiding	uitbreiding
H1099 rivierprik	uitbreiding	uitbreiding
H1103 fint	uitbreiding	uitbreiding
H1102 elft	n.v.t.	uitbreiding

2.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. Soorten'.

Bij de realisatie van IJmuiden Ver moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied. Als de voorgenomen ingreep leidt tot het overtreden van verbodsbepalingen betreffende beschermde soorten, zal moeten worden nagegaan of een vrijstelling geldt of dat een ontheffing moet worden verkregen.

De effecten van de constructie en de exploitatie van een windpark op beschermde soorten planten en dieren zijn in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windenergiegebied?
- Welke effecten op beschermde soorten heeft de realisatie van een windpark?
- Kunnen deze effecten een wezenlijke negatieve invloed op de betrokken soorten hebben?
- Welke verbodsbepalingen worden overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (SvI) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?

De Wet natuurbescherming onderscheidt bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

- beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Wnb § 3.1),
- beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Wnb § 3.2) en
- beschermingsregime andere soorten (Wnb § 3.3).

2.3 Natuurnetwerk Nederland

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en daarmee ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit op het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 OSPAR-verdrag

Nederland heeft in 1998 het OSPAR-verdrag (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel om door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. Daarbij is de kern van het OSPAR-verdrag dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijke activiteiten om de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden, en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen.

Binnen het verdrag is een lijst opgesteld van bedreigde of afnemende soorten en habitats. Bij de beoordeling van de effecten van activiteiten op deze soorten en habitats binnen het OSPAR-gebied wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving worden de doelstellingen van dit verdrag (deels) ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Wnb en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (in 2010 opgenomen in het Waterbesluit onder de Waterwet). Om deze reden wordt het OSPAR-verdrag niet los beschouwd in onderhavig rapport, maar worden een aantal relevante soorten en habitats beschreven. Deze staan namelijk in de OSPAR-lijst met bedreigde en/of afnemende soorten en habitats en zijn opgenomen in de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.

Bijlage I vermeldt de gehele OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats met een indicatie of deze relevant zijn voor Nederland (OSPAR Agreement 2008-06; Bos & Tamis 2020). Diverse van de genoemde vissoorten komen mogelijk in het plangebied voor, namelijk kabeljauw, Europese aal en kraakbeenvissen (haaien en roggen). Benthossoorten die zijn opgenomen in de OSPAR lijst zijn de noordkromp (*Arctica islandica*), platte oester (*Ostrea edulis*) en purperslak (*Nucella lapillus*). Deze komen naar verwachting niet voor in het plangebied en worden dan ook niet verder behandeld in de effectenbeoordeling.

Rifvormende bodemdieren zijn als habitat opgenomen in de OSPAR-lijst (OSPAR commission 2013). Een relevante rifvormende soort die mogelijk in het plangebied voorkomt is *Sabellaria* (zandkokerworm). Voor *Sabellaria* moet onderscheid worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken, bestaande uit grotere velden met hoge dichtheden rifbouwende zandkokerwormen. De gevallen waarin de soort optreedt als bio-bouwer, door de vorming van biogene riffen die een reliëf vormen op de zeebodem, worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee (van der Reijden *et al.* 2019). Aanbevelingen bij het OSPAR-verdrag geven aan dat verdragspartijen de mogelijkheid dienen te overwegen om regelgeving te introduceren om rifbouwers te beschermen en ook om de aanwezigheid, verspreiding en populatieverloop van de soort te onderzoeken en de omvang en kwaliteit vast te stellen middels monitoring en habitatinventarisaties van de zeebodem.

De OSPAR-soorten kabeljauw, Europese aal en kraakbeenvissen (haaien en roggen) en het habitat *Sabellaria*-banken zijn, zoals beschreven wordt in hoofdstuk 2.5, opgenomen in doelstellingen van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie en worden meegenomen in voorliggende effectenbeoordeling.

2.5 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (2008/56/EC) wordt in Nederlandse wetgeving geïmplementeerd in de Mariene Strategie. De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht de EU-lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 bereikt te hebben en vervolgens te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van kwalitatief beschrijvende elementen (descriptoren) waaraan moet worden voldaan (tabel 2.9).

Momenteel is er nog geen wetgeving met betrekking tot de kwalitatieve beoordeling van deze descriptoren. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit (descriptor 6 in tabel 2.9) gezocht naar een protocol om menselijke activiteiten (plannen of projecten) te beoordelen aan de hand van deze richtlijn. Het is nog niet bepaald in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen moeten worden bij het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op de doelstellingen van descriptor zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader alleen generiek benoemd zodat de Mariene Strategie-doelen overeenkomen met de Wnb-doelen. Een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver mag geen afbreuk doen aan de eisen die worden gesteld in de 11 kwalitatieve descriptoren.

Tabel 2.9 De descriptoren zoals omschreven in de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.

#	Kwalitatieve descriptoren
1	De biologische diversiteit wordt behouden.
2	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten komen voor op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.
3	Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren blijven binnen veilige biologische grenzen, en vertonen een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand.
4	Alle elementen van de mariene voedselketens komen voor in normale dichtheden en diversiteit.
5	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring is tot een minimum beperkt.
6	Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn.
7	Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen berokkent de mariene ecosystemen geen schade.
8	Concentraties van vervuilende stoffen zijn zodanig dat geen verontreinigingseffecten optreden.
9	Vervuilende stoffen in vis en andere visserijproducten voor menselijke consumptie overschrijden niet de grenzen die door communautaire wetgeving of andere relevante normen zijn vastgesteld.
10	De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee veroorzaken geen schade aan het kust- en mariene milieu.
11	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, is op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.

In voorliggend achtergronddocument worden alleen de ecologisch relevante descriptoren behandeld. Bescherming van vissen en benthos vallen onder de descriptor 1 (biodiversiteit), descriptor 4 (voedselweb) en descriptor 6 (integriteit zeebodem). De overige descriptoren worden in het MER behandeld. In voorliggend document wordt in het kader van het KRM extra aandacht besteed aan diverse soorten vissen en bodemdieren die middels de OSPAR-lijst zijn opgenomen in de KRM.

Descriptor 3 is gericht op commerciële (vis)soorten en, hoewel deze kunnen voorkomen in het plangebied, wordt er toch niet verder ingegaan op deze descriptor. Deze is namelijk opgesteld met oog op de visserij en hangt samen met het Gemeenschappelijk Visserijbeleid. Enkele commerciële vissoorten zoals kabeljauw komen aan bod via de biodiversiteitsdescriptor (descriptor 1). De descriptor onderwatergeluid (11) is ook van ecologische relevantie voor het plangebied, maar deze is vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren. Dit wordt behandeld in de achtergrondrapportage over onderwatergeluid en zeezoogdieren, opgesteld door HWE (Heinis *in prep*). Het effect van onderwatergeluid op vissen en benthos valt onder descriptor 1 (biodiversiteit).

De volgende overkoepelende criteria zijn geformuleerd voor descriptoren 1, 4 en 6:

- De populatiedichtheden en demografie van populaties van vissen duiden op gezonde populaties (descriptor 1).
- Verbetering van de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van benthossoorten (descriptor 1 en 6).
- Het effect van menselijke interventies op interacties tussen verschillende trofische niveaus in het voedselweb wordt verminderd (descriptor 4).
- Fysieke verstoring van de zeebodem door menselijke activiteiten wordt beperkt om te waarborgen dat de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van kenmerkende benthossoorten toeneemt en doelen voor specifieke habitats worden gehaald (descriptor 6).

Binnen het KRM zijn geen beschermde vis- of benthossoorten aangewezen en ook geen instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Binnen het KRM is een programma van maatregelen opgesteld voor 2022 - 2027, als onderdeel van de biodiversiteitsdescriptor (descriptor 1). Hierin is een goede milieutoestand voor kwetsbare vissoorten volgens OSPAR-beoordelingswaarde gesteld en het verbeteren van de populatieomvang van haaien en roggen in de Noordzee. Dit laatste is ook opgenomen in het haaien- en roggenactieplan die is opgesteld voor 2022-2027 als opvolger van het KRM-haaienactieplan van 2015. Dit plan heeft als doel bij te dragen aan het duurzame beheer van in de Noordzee voorkomende haaien- en roggensoorten, en aandacht te besteden aan andere activiteiten die effect hebben op het voortbestaan van deze soorten (zoals offshore windparken) (Ministerie van LNV 2022).

Een van de milieudoelen, vallend onder descriptor biodiversiteit, wordt in het bijzonder toegelicht: terugkeer en herstel van biogene riffen, waaronder platte oesterbanken. Biogene riffen, zoals ook zandkokerworm (*Sabellaria*)-banken en platte oesterriffen, worden mogelijk in de toekomst actief beschermd onder de KRM. In de geactualiseerde Mariene Strategie zijn verschillende beleidsvoornemens geformuleerd, waarbij de Nederlandse overheid inzet op een terugkeer en herstel van biogene riffen in de Noordzee. Biogene rifbouwers (zandkokerworm, platte oester) staan namelijk ook op de lijst van bedreigde en/of achteruitgaande soorten en habitats van het ‘Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan’ (OSPAR). Zie hiervoor paragraaf 2.4.

Aan de hand van bovengenoemde KRM-doelstellingen wordt in voorliggend document extra aandacht besteed aan de kabeljauw, Europese aal, kraakbeenvissen en *Sabellaria*-banken. Deze soorten komen (mogelijk) voor in het plangebied en zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten, waardoor deze ook onder de KRM vallen (Bos *et al*. 2016). Deze soorten zijn momenteel nog niet middels de Wet Natuurbescherming beschermd. In hoofdstuk 9.4 wordt de effectenbeoordeling voor deze soorten samengevat, evenals een beoordeling van descriptoren 1, 4 en 6.



3 Kennisoverzicht effecten van offshore windenergie op vogels en vleermuizen

In dit hoofdstuk worden de effecten van een windpark op zee voor vogels en vleermuizen en voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) beschreven. Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de constructie van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en het Verenigd Koninkrijk. De belangrijkste onderzoeksresultaten worden hieronder samengevat. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen.

3.1 Vogels

Vogels kunnen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van (geluid van) turbines / effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid en aanwezigheid van boten etc.
- Indirecte effecten.

De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht en in de volgende hoofdstukken per levensfase van het windpark in meer detail besproken.

Aanvaringen - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden. In diverse landen worden de aantallen aanvaringsslachtoffers vooraf berekend door middel van modellen.

Barrièrewerking - vogels moeten hun vliegpaden verleggen. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verlies aan habitat en verhoogde energetische uitgaven tot gevolg. Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor windparken (Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op hun bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken.

Habitatverlies (vermijding en verstoring van habitat) - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats vanwege menselijke activiteit, kortweg verstoring of vermijding genoemd. Het verschil tussen het effect van verstoring en vermijding ligt bij de bron. Verstoringseffecten rond een windpark spelen vooral door menselijke handelingen, bijvoorbeeld via het heen en weer varen van boten of de productie van harde geluiden, zoals tijdens heiwerkzaamheden. Verstoring speelt daarom vooral in de constructie- en in de verwijderingsfase en dit effect is daarmee veelal tijdelijk. Het effect van vermijding van een windpark of windturbine speelt in de exploitatiefase en moet worden beschouwd als een langdurig effect. Vogels vermijden windturbines waarschijnlijk vanwege (de combinatie van) draaiende rotoren (beweging en/of geluid) en/of de aanwezigheid van een groot, hoog opgaand object in hun leefomgeving. Dit leidt ertoe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat habitatverlies even lang duurt als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering. Er zijn ook tekenen dat bepaalde soorten ook kunnen wennen aan offshore windparken, waardoor het niveau van vermijding, en dus habitatverlies, af kan nemen.

Op zee gaat het dan alleen om de functie van rust- of foerageergebieden omdat op zee geen vogels broeden (zodat hier verstoring van broedgebieden verder buiten beschouwing wordt gelaten). Met name lokaal verblijvende soorten kunnen daarom verstoord worden door windparken op zee. De verstoringsafstand verschilt per soort. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond windparken op zee in Denemarken en ook in Nederland en België. Binnen het Windenergie op zee ecologisch programma (Wozep) zijn de effecten van verstoring op populatieniveau gemodelleerd (van Kooten *et al.* 2019; Soudijn *et al.* 2022b). Werkelijk gemeten effecten van verstoring door windparken op zee zijn nog altijd beperkt.

Verstoring zal worden besproken voor zowel de constructiefase als de verwijderingsfase, terwijl vermijding alleen zal worden besproken voor de exploitatiefase.

Indirecte effecten

De constructie en exploitatie van een windpark op zee veroorzaken daarnaast diverse veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, maar op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

3.1.1 Constructiefase

Aanvaringen

Met name in het donker kunnen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten, zoals turbines en stilliggende schepen, voorkomen maar het gaat hierbij om incidenten. Exacte schattingen van aantallen slachtoffers zijn niet bekend maar totale aantallen slachtoffers zijn klein, vergelijkbaar met een willekeurige situatie op land waar vogels ook met gebouwen in aanraking komen (Drewitt & Langston 2008).

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten aan, maar met name

vogels, waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruinzeel *et al.* 2009). Dit komt met name voor bij nachtelijk vliegende (trek)vogels, maar ook sommige zeevogels zijn gevoelig voor aantrekking door licht. Gevolg is dat deze vogels in aanraking komen met het schip of gebouwde structuren op zee met vaak directe mortaliteit tot gevolg. Bovendien kunnen vogels gevangen raken in het licht en vliegend rondom de lichtbron uitgeput raken, of door desoriëntatie boven zee verdwaald raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, maar anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1%-mortaliteitsnorm (zie hoofdstuk 6) (Bruinzeel *et al.* 2009). Bruinzeel *et al.* (2009) onderzochten echter offshore platforms waar felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.

Barrièrewerking

Kwantitatieve gegevens over barrièrewerking tijdens de constructiefase zijn niet beschikbaar. De verwachting is dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal turbines.

Habitatverlies door verstoring

Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de constructiefase van een windpark op zee zijn momenteel geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de exploitatiefase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een verstorende werking heeft op vele soorten vogels (Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het verstorende effect van boten voor zeevogels is echter tijdelijk. De duur van verstoring is soortspecifiek. Zo blijven duikers en zee-eenden lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, maar landen meeuwen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke *et al.* 2016, Mendel *et al.* 2019, Schwemmer *et al.* 2011).

Onderzoek naar verstoring tijdens de constructie van Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2009). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende activiteit tijdens de constructiefase) plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Weliswaar is het zo dat de andere activiteiten gedurende een langere periode dan het heien werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen verstorend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

Onderzoek naar habitatverlies tijdens de constructiefase van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen, zeekoeten en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls *et al.* 2013).

Indirecte effecten

Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.

3.1.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (Everaert & Stienen 2007, Prinsen *et al.* 2013). Verder worden aanvaringen onder zeevogels verwacht die permanent in het gebied verblijven en onder trekkende vogels (Drewitt & Langston 2006). Het meten van aanvaringen op zee is moeilijk omdat slachtoffers in zee vallen en of zinken of verwijderd worden door aaseters. Slechts twee studies rapporteren waarnemingen van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Skov *et al.* (2018) meldden voor een periode van twee jaar in totaal 6 aanvaringen van meeuwen met een windturbine met een waarschijnlijke dood als gevolg. Dit onderzoek is middels een camera in een offshore windpark in het Verenigd Koninkrijk uitgevoerd. De andere melding betrof met behulp van radar en visuele observaties waargenomen aanvaringen van eiders in Zweden. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt, waarvan één met zekerheid werd gedood (Pettersson 2005). Daarentegen zijn volgens recente metingen in een offshore windpark in Schotland geen slachtoffers geregistreerd in twee verschillende jaren tijdens het broed- en post-broedseizoen op basis van ruim 3.000 video-opnames geregistreerd overdag bij de windturbines (Tjørnløv *et al.* 2023). De auteurs concluderen dat zeevogels overdag onder de meeste weersomstandigheden een lage aanvaringskans hebben, maar verhoogde turbulentie en wind snelheden kunnen uitwijkgedrag beïnvloeden (Tjørnløv *et al.* 2023).

Vanwege de moeilijkheid om aanvaringen te meten in offshore windparken, worden de aantallen aanvaringsslachtoffers gebruikelijk geschat met behulp van verschillende rekenmodellen (Masden & Cook 2016). Deze modellen geven een inschatting van de aantallen slachtoffers met als invoerparameters fluxen (aantallen vogels die door het park vliegen) al dan niet berekend vanuit een vogeldichtheid, macro- en micro-uitwijkingspercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. Op dit moment wordt voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers gebruik gemaakt van het stochastische Collision Risk Model (sCRM, zie §5.2.1).

Vlieghoogteverdelingen hebben een groot invloed op de uitkomsten. Omdat zeevogels in het algemeen laag vliegen, worden bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringsslachtoffers berekend dan bij lagere tiplaagtes. Een andere parameter in de berekeningen dat een grote impact op de uitkomsten heeft is het soortspecifieke uitwijkpercentage. Uitwijkgedrag is onder te verdelen in **macro-uitwijking, meso-uitwijking** en **micro-uitwijking**. Onder macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Meso-uitwijking is het uitwijkgedrag van vogels binnen het windpark op rijen turbines. Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Deze typen uitwijkingen worden hieronder verder met voorbeeldresultaten toegelicht.

Macro-uitwijking
In diverse onderzoeken is een verschil in uitwijking vastgesteld tussen dag en nacht. Uitwijking rond het windpark Nysted in Denemarken vond plaats vanaf 5 km afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden. Nabij het windpark vlogen gedurende de nacht onder meer eiders en zwarte zee-eenden tot dichter bij het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5-3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel van deze migrerende watervogels door het windpark in vergelijking met overdag. Op basis van radargegevens werd echter geconcludeerd dat watervogels tijdens de nacht boven turbinehoogte vliegen (>110 m). Van het onderzoek werd niet duidelijk of hier om verticale uitwijking gaat of de reguliere vlieghoogte van de vogels.

Na oprichting van een near-shore windpark in het zuiden van Zweden (Nogersund) verlegden trekvogels hun route zeewaarts om het windpark te ontwijken (Larsson 1994). De nachtelijke effecten op vogels bij dit windpark zijn onbekend.

Ook bij Tunø Knob (Kattegat, Denemarken) pasten lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aan (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007). 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de wijdere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

Krijgsveld *et al.* (2011) vonden een vergelijkbaar patroon in windpark OWEZ. Uitwijking was hier het grootst (>99%) bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Ook trekkende landvogels (zwanen, ganzen en eenden) weken uit voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en trekkende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28% lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1-2 km voor het windpark tot 3-4 km na het verlaten van het windpark. De

vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 m op turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 km hoogte.

Plonckzier & Simms (2012) stelden eveneens uitwijking vast voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) bij een windpark op enkele kilometers uit de kust in Engeland. In Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen terwijl voor andere soorten (met name grote) meeuwen geen reactie werd vastgesteld (Hill *et al.* 2014).

Gyimesi *et al.* (2018a) toonden aan dat kleine mantelmeeuwen in offshore windparken macro-uitwijking vertonen en in mindere mate gebruik maken van windparken. Ook Skov *et al.* (2018) vonden een macro-uitwijking variërend van 44-62% onder grote meeuwen in een Brits offshore windpark. Aanwezigheid van vissersboten nabij het windpark kan echter van invloed zijn geweest op deze resultaten. De kleine mantelmeeuwen die toch regelmatig foerageerden binnen windparken bleken er een sterke uitwijking op micro-/meso-schaal te vertonen (Thaxter *et al.* 2018).

Meso en micro-uitwijking

Recentelijk is op basis van gedetailleerde radarmetingen in offshore windparken vastgesteld dat vogels relatief dichtbij de rotors pas meso-uitwijking vertonen, in ordegrootte van enkele tientallen tot honderden meters (Skov & Tjørnløv 2022; Leemans *et al.* 2023; Tjørnløv *et al.* 2023). Het niveau van soortspecifieke meso-uitwijking varieert dan in de ordegrootte van 50-70% (Tjørnløv *et al.* 2023). Na deze uitwijking op het meso niveau (hele turbinerijen), kunnen vogels ook individuele turbines vermijden. Krijgsveld *et al.* (2011) stelden vast dat de meeste vogels binnen het OWEZ-windpark op actieve wijze windturbines ontweken. Er zijn ten tijde van deze studie geen aanvaringen waargenomen, omdat overdag geen vogels zijn gezien die door het rotoroppervlak vlogen die mogelijk in aanvaring konden komen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines eveneens veelal gemeden. Van de vogels die het windpark in vlogen, vermeed 66% de turbines tot op 50 m afstand. Van de vogels die wel binnen het bereik van de rotorbladen kwamen (45 m van de turbine), kwamen er maar heel weinig (7%) binnen het rotorvlak van de turbine. De combinatie van deze twee cijfers resulteert in een totale micro-uitwijking, d.w.z. het vermijden van individuele turbines door vogels die het windpark binnenkomen, van 97,6%. Ook recente studies (Skov *et al.* 2018; Skov & Tjørnløv 2022; Leemans *et al.* 2023; Tjørnløv *et al.* 2023) tonen aan dat het niveau van micro-uitwijking hoog is (>96%).

Aantrekking

Verlichting kan een aantrekkende werking op vooral nachtelijk trekkende vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), wat kan leiden tot een verhoogde aantal aanvaringen. Kleur en intensiteit van het licht zijn van groot belang. Uit een onderzoek van Poot *et al*. (2008) kwam naar voren dat rood licht een aantrekkende werking heeft, maar een knipperend rood licht zal minder aantrekking veroorzaken dan een continu schijnend wit licht. Een recente studie heeft echter tot de conclusie gekomen dat continu schijnend groen, blauw en wit licht aanzienlijk meer vogels aantrekken dan continu rood licht onder bewolkte omstandigheden (Rebke *et al.* 2019).

Barrièrewerking

Veel soorten vogels wijken uit bij nadering van een windpark op zee of op land om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov *et al.* 2018). Ze ervaren windparken zodoende als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden *et al.* 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden *et al.* 2009). Onbekend is echter wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers. Daarom wordt uitwijking hieronder in meer detail behandeld.

Eén van de eerste meldingen van barrièrewerking bij zeevogels kwam uit onderzoek aan visdieven in de haven van Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Hier bleken verhoogde aantallen slachtoffers te vallen onder vogels die pendelden tussen de kolonie en de foerageergebieden op zee, waarbij de turbines een barrière vormden.

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière-ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012). Al deze studies zijn uitgevoerd in oudere windparken, waar de tussenruimte veel kleiner was dan in nieuwe offshore windparken. Masden *et al*. (2012) benoemen dat vogels zeer weinig respons op het windpark vertoonden op afstanden groter dan 500 m, zodat bij moderne offshore windparken barrièrewerking mogelijk een kleiner effect heeft dan bij oudere windparken. Gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er echter niet. De omvang en de indeling van het windpark, naast de dimensies van de turbines, bepalen mogelijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

Verstoring en habitatverlies door vermijding

Vermijding vanwege windparken op zee kan variëren van een licht vermijdende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale vermijding (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort).

Geluid

Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (de Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten

zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2009).

Wellicht worden ook rustende zeevogels op het water beïnvloed door geluid van de turbines. Over eventuele effecten van dat geluid op foeragerende of rustende zeevogels is geen informatie beschikbaar. Er is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt. De soorten met het sterkste vermijdingsgedrag zijn meestal soorten die zich veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen), en die onder water duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van geluid of juist veroorzaakt wordt door visuele factoren (of de combinatie daarvan) is onbekend (Drewitt & Langston 2006).

Aanwezigheid turbines
Onderzoek naar de effecten van de aanwezigheid van turbines kan worden uitgevoerd door de dichtheden in het windpark te vergelijken met dichtheden op dezelfde locatie voor de locatie van het windpark. Hierbij worden ook dichtheden rondom het windpark betrokken, in zones van 2 en 4 km. Een andere methode van onderzoek hiernaar is het volgen van gedragingen van gezenderde vogels. Na uitlezing van de zenders kan worden bepaald in hoeverre het windpark zelf en het gebied hieromheen wordt vermeden.

De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). De meeste zeevogels van de Noordzee blijken echter in meer of mindere mate een windpark op zee te mijden (Petersen & Fox 2007, Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2013b, Walls *et al.* 2013, Mendel *et al.* 2014, Vanermen *et al.* 2015). Vooral soorten die grotendeels zwemmend op zee voorkomen en duikend onder water foerageren (zoals duikers, alk en zeekoet) lijken sterk vermijdingsgedrag te vertonen (Peterson & Fox 2007). In eerste instantie meden deze soorten een operationeel windpark totaal, terwijl ook in de zone tot 4 km rond het windpark nog altijd een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Ook andere zeesoorten als jan-van-gent, noordse pijlstormvogel en drieteenmeeuw vermijden windparken. Onder trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen (Krijgsveld *et al.* 2011).

Peschko *et al.* (2021) lieten zien dat 89% van de individueel gezenderde jan-van-genten van de broedkolonie op Helgoland (Duitsland) windparken voornamelijk vermeden. Petersen & Fox (2007) verkregen op basis van vliegtuigtellingen een beste schatting voor het vermijdingspercentage bij jan-van-gent van 38% tot op 4 km rond het park. In Luchterduinen is na de constructie van het windpark de afname in aantallen van jan-van-genten bepaald op 50-75% en van zeekoeten op *ca*. 45% (Skov *et al*. 2017). Deze soorten lijken Prinses Amalia Windpark (PAWP) en Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) respectievelijk tot 2 km en 2-4 km te vermijden (Skov *et al*. 2017). Zeekoeten lieten daarnaast in een studie in de Noordzee bij Duitsland een vermijding van 63% zien, wat zelfs 75% was op de momenten dat de wieken van de turbines aan het draaien waren (Peschko *et al.* 2020b).

Ook gezenderde roodkeelduikers vermeden een windpark sterk. Zelfs tot op 15 kilometer kwamen significant minder exemplaren voor dan in de gebieden daaromheen (Heinänen *et al.* 2020). Deze vermijdingsafstand komt overeen met de afstand gevonden door Mendel *et al.* (2019). In de laatste studie kon deze afname mogelijk deels verklaard worden door de toegenomen activiteit van schepen rondom de windparken.

Voor niet alle soorten wordt een eenduidig beeld verkregen. Vanermen *et al.* (2015) stelden hogere dichtheden van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw vast bij twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee terwijl ook verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw werden aangetrokken (Vanermen *et al.* 2013). Ook in het studiegebied van het Duitse Alpha Ventus windpark op zee (ongeveer 17,5 bij 27 km) bleken na constructie hogere aantallen dwergmeeuwen voor te komen, alhoewel dit niet gold binnen het park, maar voornamelijk op een afstand van 3-10 km van het park. Sterns bleken een Deens windpark park echter totaal te mijden, al foerageerden zij in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007). Leopold *et al.* (2013b) stelden habitatverlies vast voor PAWP voor dwergmeeuw en stormmeeuw en voor fuut, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern in OWEZ. Vermijding door kleine mantelmeeuw werd bij de windparken Alpha Ventus (Mendel *et al.* 2014) en OWEZ geconstateerd (Leopold *et al.* 2013b). Kleine mantelmeeuwen bleken echter gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, maar aantallen waren lager ten opzichte van de situatie voor de constructie van het park. Vergelijkbare resultaten leverden de onderzoeken Thaxter *et al.* (2018) en Gyimesi *et al.* (2018a) op basis van data van vogels uitgerust met GPS-zenders.

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Zeekoeten leken meer verstoord te worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011, 2013b). Significant waren deze resultaten echter niet (appendix C in Rijkswaterstaat 2015).

Daarnaast kan er ook een temporeel verschil zijn in vermijding van windparken door vogels. Zo lieten Peschko *et al.* (2020a) zien dat drieteenmeeuwen de drie aanwezige windparken in de Duitse Noordzee significant vermeden tijdens het broedseizoen, terwijl dit niet het geval was in het vroege voorjaar. Het tegenovergestelde bleek voor jan-van-genten: exemplaren waren na het uitkomen van de eieren meer tijd in windparken aanwezig dan ervoor en liepen zelfs tot acht keer meer risico op een aanvaring (Lane *et al.* 2020).

Ook op een langere tijdsschaal waren er verschillen in vermijding tussen soorten. Petersen & Fox (2007) lieten zien voor een windpark in Denemarken dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark. Als de foerageermogelijkheden er gunstig waren, bleken zij enkele jaren na de constructie voor te komen binnen het windpark (Danish Energy Agency 2013) hoewel nog altijd in lagere dichtheden dan voor de constructie van het park (Petersen *et al.* 2014). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning zal optreden

is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee. Als dit 'onrust aan de horizon' zou zijn, lijkt gewenning op termijn in principe mogelijk als het om dezelfde exemplaren gaat. Er zijn echter indicaties dat er een hoge turnover rate is van exemplaren op een bepaalde locatie op zee zodat nieuw arriverende exemplaren rond een windpark geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp geconcludeerd dat vrijwel de hele 'populatie' aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005), ondanks het feit dat op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien was (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan koprui bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van exemplaren die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold 1994). Door deze hoge turnover-rate wordt gewenning vanwege onrust aan de horizon wellicht sterk tegengewerkt. Dit geldt sowieso indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de windparken op zee in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterns/visdieven (die niet van elkaar te onderscheiden zijn tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en van het ontstaan van getijde-zogen achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ-onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2013b) bleek dat het windpark met name een aantrekkende werking heeft op aalscholvers. Ook in de post-construction monitoring van PAWP en OWEZ werd aantrekking gevonden voor aalscholver (Leopold *et al.* 2013b).

Indirecte effecten

Momenteel is alleen passieve visserij mogelijk in het gebied van windparken op zee. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de diversiteit van benthos en vis in het gebied (Bouma & Lengkeek 2009, 2012, Lindeboom *et al.* 2011). Dit en andere vormen van medegebruik (zoals zonneparken) zouden eventueel tot aantrekking van vogels kunnen leiden, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012), of onder drijvende zonnepanelen, waardoor plaatselijk meer prooivissen voor viseters beschikbaar komen. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden zodat minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal juist meer gevist kunnen worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen.

De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de exploitatiefase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.

3.1.3 Verwijderingsfase

Aanvaringen

De kans op aanvaringen tijdens de verwijderingsfase zijn vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase. Niet zozeer de aanwezigheid van turbines vormt een risico op aanvaringen alsmede de aanwezigheid van permanent verlichte schepen in het gebied.

Barrièrewerking

Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking in de loop van de tijd afneemt door het afnemende aantal te verwijderen turbines.

Habitatverlies door verstoring

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de verwijdering van een windpark op zee op vogels. In hoofdlijnen komen de duur en de intensiteit van de benodigde werkzaamheden overeen met de constructiefase (zie aldaar). Het gaat om de verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaart-bewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase min of meer van een vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'constructiefase'. Het is zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.

Indirecte effecten

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Er is wereldwijd nog weinig ervaring met verwijdering van windturbines op zee, en er is zodoende geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Als bij het verwijderen van het windpark ook het verbod op bodemberoerende visserij verdwijnt, zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en daarmee op vogels) ook verdwijnen.

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels

Tabel 3.1 geeft een samenvatting van de belangrijkste effecten. Omdat elke windpark-locatie anders is qua aanwezigheid van en gebruik door vogels zijn de vermelde resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Zij vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en.

Tabel 3.1 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van zee-eenden en meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag van jan-van-gent, duikers, sterns, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijkgedrag van aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-gent, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, visdief/noordse stern en alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholver, grote meeuwen, duikers. Uitwijkgedrag van kleine rietgans. Gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteen-meeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag van dwergmeeuw, maar niet van andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen van zangvogels op rotorhoogte.

3.2 Vleermuizen

In theorie kunnen vleermuizen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

In de praktijk blijkt alleen het effect van aanvaringen van belang. De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen

Vleermuizen zijn hoofdzakelijk ‘s nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte, veroorzaakt door aanvaringen met windturbines. In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is vermoedelijk dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer – vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell *et al.* 2010b). Een andere verklaring voor de aantrekking is dat vleermuizen platforms en windturbines op zee gebruiken als tijdelijke verblijfplaats in de migratieperiode. Kennis over voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore windparken op vleermuizen is zeer beperkt. Op de Noordzee worden zowel op locaties dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, Windpark Luchterduinen (LUD)) als op locaties verder op zee (IJmuiden meetmast, K13, P6, P9, P11) ruige dwergvleermuizen in beperkte mate opgenomen door akoestische monitoring systemen. De hoogste aantallen opnames vinden plaats gedurende de najaarsmigratie tussen half augustus en november, in het voorjaar is het aantal opnames een stuk lager (Lagerveld *et al*. 2017b).

De zee is een ongastvrij habitat voor vleermuizen door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel. Omdat insecten tijdens hun trek in met name warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011), zou tijdens rustige windomstandigheden zo’n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid kunnen bieden aan lokale vleermuizen, zoals rosse vleermuis, watervleermuis en meervleermuis (Ahlén *et al.* 2007). De maximale foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt echter onder de 10 km, zodat het gezien de afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Om deze reden ontbreekt op zee ook de gewone dwergvleermuis vrijwel geheel, terwijl deze soort in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt. Aanvaringsslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit achtergrondrapport.

Het effect van aanvaringen wordt voor seizoenstrekkende vleermuizen nader behandeld voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering).

Effecten vanwege verlichting

Van verlichting van locaties zijn negatieve effecten aangetoond bij vleermuizen op land, vooral bij lichtschuwe soorten zoals die van het geslacht *Myotis*. Dit effect wordt daarom voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) behandeld.

Overige effecten (barrièrewerking, habitatverlies)

Vanwege het aantrekkingseffect van windturbines (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014) speelt bij vleermuizen barrièrewerking geen rol. Rosse vleermuizen blijken windturbines in hun dagelijkse leefgebied te vermijden resulterend in habitatverlies

(Reusch *et al*. 2023). Omdat locaties op zee geen onderdeel vormen van het essentieel leefgebied van vleermuizen (essentieel wordt hier in die zin bedoeld dat het noodzakelijk is voor de instandhouding van verblijfplaatsen), is een effect door habitatverlies niet aan de orde. Beide aspecten worden daarom niet in detail behandeld.

3.2.1 Constructiefase

In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. Integendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en daarmee de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.2.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald *et al.* 2008, Rydell *et al.* 2010a).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen (Brabant *et al.* 2020), kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <6 m/s), warme en droge nachten in augustus en september. De meeste slachtoffers vallen (boven land) dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst. Mortaliteit lijkt niet beïnvloed te worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche 2008, Lehnert *et al.* 2014).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm en grootte van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftecijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement,

publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee.

Effecten van luchtvaartverlichting

Uit onderzoek op grondhoogte blijkt dat rood licht migrerende vleermuizen kan aantrekken (Voigt *et al.* 2018). Luchtvaartverlichting van windturbines op land heeft echter bij de meeste soorten geen effect op het aantal slachtoffers. Bij één soort werd zelfs een lager aantal slachtoffers vastgesteld door het toepassen van luchtvaartverlichting (Bennett & Hale 2014).

3.2.3 Verwijderingsfase

Offshore windturbines vormen mogelijk een foerageerhabitat en een noodgedwongen tijdelijke rustplaats voor vleermuizen maar geen reguliere verblijfplaats. Bovendien treedt, vergelijkbaar met de constructiefase, naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen.



4 Kennisoverzicht effecten van offshore ontwikkelingen op vissen en benthos

In dit hoofdstuk worden de effecten van een windpark op zee voor vissen (inclusief kraakbeenvissen) en benthos beschreven. Allereerst worden de effecten kort in het algemeen beschreven waarna specifiek wordt ingegaan op de vissen (4.1) en benthos (4.2). Hierbij worden de effecten per fase van het windpark (constructie, exploitatie en verwijdering) beschreven. Windparken op zee hebben ook effecten op zeezoogdieren, maar deze diergroep wordt besproken in een separaat document en niet in voorliggende rapportage (zie achtergrondrapportage opgesteld door HWE (Heinis *in prep*)).

De constructie van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.
- Effect van het *wake effect* tijdens de exploitatie.

De effecten worden hieronder kort toegelicht.

Constructiefase

Bodemberoering – een negatief effect dat kan optreden met name tijdens de constructiefase. Er vindt habitatdestructie plaats tijdens het heien van de monopiles en het storten van de erosiebescherming, evenals het trekken van kabels tussen de windturbines. Dit leidt ook tot vertroebeling, die effecten op vissen en benthos kan veroorzaken. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen.

Geluid en trillingen – met name in de constructiefase zijn effecten van heiwerkzaamheden te verwachten. Deze werkzaamheden gaan gepaard met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen en mogelijke trillingen van de zeebodem. Deze geluids- en trillingspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen en benthos. Met name bij vis is hier onderzoek naar verricht. Ook het installatieschip (zogenaamd jack up vessel) produceert geluid wanneer deze zich door middel van palen vastzet op de constructielocatie.

Exploitatiefase

Geluid – Ook tijdens de operationele fase komt geluid vrij. Dit is niet alleen afkomstig van de in bedrijf zijnde windturbines, maar ook golfslag tegen de palen en een toename in scheepvaart en sonarwerk voor onderhoudswerkzaamheden.

Elektromagnetische straling – onderdeel van elektromagnetische velden die door de bekabeling wordt gegenereerd. De elektrische straling wordt door de beschermingslaag rondom de kabels tegengehouden. De magnetische velden gaan hier doorheen. Ook kan door beweging (van dieren, golven of van een roterend magnetisch veld) een geinduceerd elektrisch veld gegenereerd worden. De sterkte van dit elektrische veld is direct gekoppeld aan de sterkte van het magnetische veld. Deze electromagnetische velden kunnen effecten hebben op vissen en benthos in de omgeving van het plangebied.

Verbod van bodemberoerende visserij – na realisatie van een offshore windpark mag vooralsnog geen sleepnetvisserij meer worden uitgevoerd in het gebied. In tegenstelling tot de vorige drie effecten kan dit in potentie bescherming bieden voor soorten die een demersale (bodemgebonden) levenswijze vertonen en gevoelig zijn voor verstoring van de bodem.

Aanwezigheid van harde structuren – de windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. De aanwezigheid van deze harde structuren kan in potentie positief uitpakken, zoals aangetoond voor scheepswrakken waar vis en benthos worden aangetrokken (zogenaamd artificial reef effect).

Wake-effect – de aanwezigheid van windturbines in de waterkolom hebben effect op fysische processen in het water. Hiermee beïnvloeden zij onder andere de turbiditeit en primaire productie. Beïnvloeding van de primaire productie werkt door via het voedselweb in de hogere trofische niveaus van het ecosysteem.

Verwijderingsfase

Geluid – Bij de verwijdering van een windpark komt tevens geluid vrij.

Verdwijnen van harde structuren – Bij het verwijderen van de windturbine verdwijnt ook de biodiversiteitsfaciliterende werking die de harde structuren kunnen hebben.

4.1 Vissen

4.1.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Vissen hebben geen extern gehoororgaan. Geluid, in de vorm van drukverschillen onder water, kan door vissen op twee verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen *et al.* 2006):

- via het binnenoor (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine

veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.
- via het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. Ten opzichte van het horen via het binnenoor is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt voor het type geluid dat het windpark voortbrengt.

Behalve het waarnemen van de drukgolven die geluid veroorzaakt, speelt ook het waarnemen van de bewegende deeltjes in het water – *particle motion* – door geluid een belangrijke rol bij het gehoor van vissen. Alle vissen kunnen *particle motion* waarnemen en kunnen op basis hiervan bepalen waar het geluid vandaan komt, ook vissoorten die drukgolven kunnen waarnemen (Popper & Hawkins 2018, 2019). Studies naar *particle motion* en het effect hiervan, met name de versnelling van de waterdeeltjes, zijn zeer schaars (Sigray *et al.* 2022).

Vibro-piling

In voorliggend document wordt uitgegaan van de conventionele manier van heien. Hierop wordt de uiteindelijke beoordeling ook gebaseerd. Een alternatieve manier van heien is vibro-piling waarbij een fundering door trillingen in het sediment wordt gebracht. Dit concept is in potentie een mogelijkheid om het installeren van windturbines milieuvriendelijker te maken. Vibro-piling kan echter veelal slechts tot een bepaalde diepte, waarna het laatste deel alsnog geheid moet worden. Dit is het deel van het heien dat het meeste geluid produceert. Vissen kunnen daarnaast mogelijk negatief beïnvloed worden door de trillingen. Of de voordelen van vibro-piling voor vissen opwegen tegen de nadelen moet nog nader onderzocht worden. In het huidige MER wordt niet verder ingegaan op deze methode van heien. In de achtergrondrapportage over zeezoogdieren en onderwatergeluid staat meer informatie over deze alternatieve installatietechniek (Heinis *in prep*).

De mate van het effect van geluid hangt van de levensfase (larve versus volgroeid dier) en soort (soorten met of zonder zwemblaas) (Hawkins & Popper 2014, Popper *et al.* 2014, Popper & Hawkins 2019). Bij de meeste bodemvissen, waaronder bot (*Platichtys flesus*), schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) **ontbreekt de zwemblaas**. Bij soorten met een zwemblaas wordt onderscheid gemaakt in soorten met een open en een gesloten zwemblaas. Bij soorten met een **open zwemblaas** is er via de darm een open verbinding tussen de zwemblaas en de omgeving, waardoor het dier via 'boeren' kan compenseren voor eventuele overdruk in de zwemblaas. Veel van de in de Noordzee voorkomende pelagische soorten behoren tot de eerste groep: haringachtigen, zoals fint (*Alosa fallax*), haring (*Clupea harengus*) en sprot (*Sprattus sprattus*), maar ook soorten als zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) en zalm (*Salmo salar*). Ook de grondels (*Gobidae*), waarvan de meeste soorten een demersale levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten die over een **gesloten zwemblaas** beschikken, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*) kunnen beter horen, maar de keerzijde is dat ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld die niet makkelijk weg kan, ook gevoeliger zijn voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid. Voor een

overzicht van vissoorten en hun zwemblazen wordt verwezen naar Appendix C in Ainslie (2010).

Geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen variërend van tijdelijke of permanente gehoorschade, interne bloedingen, tot orgaanschade en/of ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk) (van Duin *et al.* 2011, Andersson *et al.* 2017, Casper *et al.* 2017). Ook kan het indirect voor negatieve gevolgen zorgen door een tijdelijk verhoogd energieverbruik (vluchtgedrag), verminderde voedselopname en verminderde voortplanting (Soudijn *et al.* 2020). Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van vissen niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties tussen *ca*. 50 en 1.000 Hz (Popper & Hawkins, 2019).

In het laatste decennium is uit onderzoek in de Verenigde Staten, Nederland en België meer bekend geworden over mogelijke effecten van impulsgeluid op vissen in verschillende ontwikkelingsstadia. Het gaat hierbij om geluidsdrukgolven en niet *particle motion*. De resultaten van deze onderzoeken worden hierna kort samengevat, waarna een uitspraak wordt gedaan over het mogelijke risico op substantiële effecten die bij de constructie van het windpark op de visgemeenschap van de Noordzee kunnen optreden. Effecten op de visgemeenschap kunnen doorwerken op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is geconstateerd dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut *et al.* 2020). Bij dergelijke onderzoeken wordt vaak de *sound exposure level* (SEL) gegeven die een maat is voor de energie die bij geluid vrijkomt, op basis van het geluidsniveau en de duur van het geluid. Deze waarde kan worden berekend voor een enkele geluidspuls, de SEL_{ss}-waarde (sound exposure level – single strike), en voor meerdere geluidspulsen, de SEL_{CUM}-waarde (sound exposure level – cumulatief).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al*. 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus (SEL_{CUM}) van 206 dB re 1 μPa^2s, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m, gebaseerd op eerdere heiwerkzaamheden in de Noordzeebodem (Bolle *et al.* 2016).

In een ander onderzoek van Debusschere *et al.* (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heilocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van SEL_{CUM} = 222 dB re

1 µPa^{2}s. Popper *et al*. (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een demersale leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw liet al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec *et al.* 2015).

Effecten op juveniele en oudere vissen
Naast vislarven is ook onderzoek gedaan naar het effect van heigeluiden op juveniele en adulte vissen. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst (Halvorsen *et al.* 2012) waarbij soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhielden na blootstelling aan heigeluid, terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. Fysieke schade aan de zwemblaas werd vastgesteld bij geluidsniveaus van SEL_{CUM} = 204 tot 210 dB re 1 µPa^{2}s.

Casper *et al.* (2013a) lieten daarnaast zien dat binnen dezelfde soort (een baars-achtige) de verwondingen ten gevolge van geluidspulsen vooral in grotere exemplaren ontstaan en minder in kleine exemplaren. In deze studie kwam echter ook naar voren dat het grootste deel van de dieren binnen 10 dagen herstelde van de opgelopen verwondingen. Ook blijkt dat enkele harde geluiden, met een hoge SEL_{ss} waarde (schadelijker zijn dan meerdere zachte geluiden (lagere SEL_{ss} maar gelijke SEL_{cum}) (Casper *et al*. 2017).

Bolle *et al.* (2014) voerden in Nederland experimenteel onderzoek uit naar het effect van geluidspulsen (vergelijkbaar niveau als bij heiwerkzaamheden) op juveniele zeebaars. Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen, waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel in relatie tot verschillende geluidsniveaus. Vissen die blootgesteld werden aan heigeluid vertoonden inderdaad verwondingen, maar deze bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn: na 13 dagen was al enig herstel van de verwondingen te zien.

Blootstelling aan impulsgeluid leidt ook tot gedragsveranderingen bij vissen. Onder experimentele omstandigheden reageerden zeebaarzen op nagespeeld geluid met een schrikreactie (*startle response*) en leken minder alert op predatoren te reageren (Spiga *et al*. 2017). De 50% initiële reactiedrempel van zeebaars voor o.a. veranderingen in zwemrichting en -snelheid lag op een SEL_{SS} van 131 dB re 1 µPa^{2}s voor vis van 31 cm en 141 dB re 1 µPa^{2}s voor vis van 44 cm (Kastelein *et al.* 2017). In een experiment op 45 m van een heilocatie resulteerden geluidspulsen (SEL_{CUM} = 222 dB re 1 µPa^{2}s) in acute stress in jonge zeebaars. Hoewel de dieren na afloop van de blootstelling onder

laboratoriumcondities normaal opgroeiden, is niet uit te sluiten dat herhaaldelijke blootstelling aan dergelijke zeer luide geluidspulsen tot verminderde fitness van jonge zeebaars leidt (Debusschere *et al.* 2016). In bovenstaande studies waren de effecten omkeerbaar en van kortdurende aard. Er zijn in Nederland geen experimenten uitgevoerd met volwassen zeebaars of vissoorten met een gesloten zwemblaas, waar mogelijke effecten groter zouden kunnen zijn.

Onderzoek naar de impact van geluid op vissen in hun natuurlijke habitat is in beperktere maat aanwezig. Vanuit het WOZEP is het APELAFICO-project geïnitieerd waarbij momenteel onderzoek wordt gedaan naar het effect van geluid op pelagische vissen. De eerste mondeling gepresenteerde resultaten tonen aan dat heigeluid niet zorgt voor een verandering in visbiomassa over grotere tijdsschaal tijdens de aanleg van de windparken Hollandse Kust Zuid en Hollandse Kust Noord (mond. med. J. Hubert, 2023). Geteste Acoustic Deterrence Devices bij Borssele lieten een verticale verplaatsing van vissen zien in de waterkolom (mond. med. J. Hubert, 2023). Tijdens een basinstudie werd bij haring waargenomen dat zij na blootstelling aan geluid van zwemdiepte veranderen (mond. med. F. Demuynck, 2023).

Hawkins *et al.* (2014) onderzochten met behulp van een echosounder de effecten van impulsgeluiden (simuleringen van heigeluiden) op scholen sprot en makreel. Met toenemende geluidsniveaus nam de kans op gedragsverandering toe en de resultaten suggereerden dat een gedragsverandering tot op meerdere kilometers van de heilocatie waarneembaar is. Bij sprot uitte dit zich vooral in het uitspreiden van de school terwijl makreel de zwemdiepte aanpaste. Recent hebben van der Knaap *et al.* (2022) kabeljauwen getagd in een gebied waar een windpark werd aangelegd, en zij toonden aan dat de kabeljauw het gebied niet verliet tijdens heien. Wel werden subtiele gedragsveranderingen waargenomen, zo verplaatsten de kabeljauwen zich tijdens het heien meer richting de erosiebescherming van de dichtstbijzijnde turbine en verplaatsten zich weg van de bron van het geluid. Lafrate *et al.* (2016) toonde aan dat de reactie van vis op heiwerkzaamheden per soort kan verschillen, waarbij in hun geval getagde grijze zeebaarzen (*Lutjanus griseus*) het gebied leken te verlaten tijdens heiwerkzaamheden terwijl dit gedrag bij de getagde schaapkopsbrasems (*Archosargus probatocephalus*) niet werd waargenomen.

De (tijdelijke) aanwezigheid van antropogeen geluid kan ook leiden tot maskering van biologisch relevante geluiden, zoals geluiden voor communicatie met soortgenoten, geluiden waardoor predatoren of prooien gedetecteerd worden en geluiden ter oriëntatie (zie tabel 4.1). Dit kan tijdelijk leiden tot gedragsveranderingen en/of verminderde fitness (Popper & Hawkins 2019).

In Popper *et al.* (2014), Andersson *et al.* (2017) en Popper & Hawkins (2019) zijn recente resultaten van onderzoek naar de effecten van onderwatergeluid bij elkaar gebracht en gebruikt voor het afleiden van drempelwaarden voor het optreden van uiteenlopende effecten. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 4.1 opgenomen. De tabel laat zien dat eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen bij geluidsniveaus tot SEL_{CUM} van 203 dB re 1 μPa^2s. Dit is een zeer hoog blootstellingsniveau, dat alleen door

vissen die tijdens het heien op relatief korte afstand van de heilocatie verblijven (en niet wegzwemmen) zal worden ondervonden. Zoals hierboven beschreven kwam een SEL_{CUM} van 206 dB re 1 μPa^2s overeen met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een Noordzee heilocatie. De werkelijke afstanden bij een SEL_{CUM} van 203 dB re 1 μPa^2s en daarmee het oppervlak waarbinnen een effect kan optreden zullen op de meeste paalposities kleiner zijn. Aangezien de perceptie van geluidsdruk beperkt is tot vissen met een zwemblaas, terwijl de detectie van geluidsbeweging/trillingen (*particle motion*) algemeen is voor alle vissen (Nedelec *et al*. 2016), benadrukken Popper & Hawkins (2018, 2019) dat er tevens drempelwaarden ontwikkeld moeten worden voor de effecten van geluidsbeweging.

Tabel 4.1 Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgeluid (dB re 1 µPa2s SELCUM). Het relatieve risico (hoog, matig, laag) wordt gegeven voor drie afstanden van de bron die in relatieve termen worden gedefinieerd: D=dichtbij, G=gemiddeld; V=ver (uit: Popper & Hawkins 2019).

Visgroep	sterfte en onherstelbare schade	schade			
		herstelbare schade	TTS*	maskeren	gedrag
Geen zwemblaas	>219	> 216	>> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Open zwemblaas	210	203	> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Gesloten zwemblaas	207	203	186	D: hoog G: hoog V: laag	D: hoog G: hoog V: laag
Eitjes en larven	>210	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag

* Temporary Threshold Shift = Tijdelijke verhoging van de gehoordrempel; er zijn geen TTS-studies voor heigeluid. De hier opgenomen waarden zijn afkomstig van onderzoek naar effecten van airguns die worden gebruikt bij seismisch onderzoek (Popper *et al.* 2005).

De conclusie is dat vissen, als zij al een invloed van (ongemitigeerd) heigeluid ondervinden, dit uitsluitend in een klein gebied rondom de heilocatie zal zijn (max. 28 km^2). Vissen zijn mobiele soorten die zich van de geluidsbron af kunnen bewegen als tijdens het heien in eerste instantie gematigd wordt begonnen (soft start procedure). De tijdelijkheid van de geluidsverstoring mede in aanmerking genomen, is het niet aannemelijk dat het deel van de visgemeenschap van de Noordzee zoals hierboven beschreven negatief wordt beïnvloed. Echter, aanvullend onderzoek is nodig om meer inzicht te verkrijgen in de effecten van geluidsverstoring op vissoorten in de Noordzee met een gesloten zwemblaas en op volwassen exemplaren. Bovenstaande onderzoeken keken voornamelijk naar vissen met een open zwemblaas en niet specifiek naar veelvoorkomende soorten in de Noordzee zoals kabeljauw en wijting die een gesloten zwemblaas hebben. Vissoorten die beter geluid kunnen waarnemen zullen meer schade ondervinden. Dit zijn vissen met een gesloten

zwemblaas vlakbij het oor zoals haring, sprot en kabeljauw (Popper *et al* 2014, Popper & Hawkins 2019). Tevens is onderzoek naar het effect van geluid vooralsnog voornamelijk gericht op geluidsdrukgolven. Het effect van *particle motion*, dat vissen gebruiken om de geluidsrichting te detecteren, blijft nog onderbelicht.

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk een gebied mijden waar bodemberoerende activiteiten plaatsvinden die leiden tot habitatdestructie. Deze activiteiten kunnen ook tot vertroebeling leiden maar deze effecten zijn tijdelijk en lokaal. Er zijn geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de constructie van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen welke (deels) jagen op zicht, zoals kabeljauw en zeebaars (De Robertis *et al.* 2003). Hoewel dit voor piscivore vissen nadelig is, worden zooplanktivore vissen blootgesteld aan een lager predatierisico terwijl tegelijkertijd de foerageerkansen van zooplanktivore vissen nauwelijks verminderen bij lichte vertroebeling (De Robertis *et al.* 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vonden geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewend aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Vissen met een sterk demersale levenswijze die zich verschuilen in of op de bodem of onder structuren, zoals zeedonderpad, diverse soorten grondels, pitvis, harnasmannetje, puitaal en botervis, zijn sterk aan een locatie gebonden. Deze vissoorten vertonen geen uitgesproken vluchtgedrag. Bodemberoerende activiteiten waarbij de bestaande bodem sterk wordt beïnvloed, zoals het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van erosiebescherming (steenbestortingen), of trekken van kabels, kunnen schuilplaatsen (inclusief levende exemplaren) vernietigen. Het bodemoppervlak dat op deze wijze rechtsreeks beïnvloed wordt, is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal, maar specifieke individuen van de betreffende soorten kunnen uiteraard negatief beïnvloed worden.

Licht

Tijdens de constructie en de operationele fase wordt mogelijk in het donker gewerkt, waarbij kunstmatige verlichting wordt gebruikt. Kunstmatig licht kan in de nacht het gedrag van dieren in het water beïnvloeden. Denk hierbij bijvoorbeeld aan verstoring van de verticale migratie van plankton, waaronder vislarven, of de aantrekkende werking op neuston (Davies & Smyth 2017, Zapata *et al* 2018, Gaston *et al* 2021, Krop-Benesch 2022). Vooralsnog is hier niet veel over bekend en wordt dit effect, mede door de lage frequentie waarin dit zal gebeuren, in de huidige beoordeling niet meegenomen.

4.1.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid

Het geluidsniveau van een enkele turbine is op 100 meter afstand tussen de 105 en 125 dB re1µPa^2. De versnelling van *particle motion* ligt op -54 dB re1m s^{-2} (0,0019 m s^{-2}) (2-200 Hz) op 20 meter afstand van een 1.5 MW turbine (Mooney *et al.* 2020). Uit onderwatergeluidsmetingen binnen het in bedrijf zijnde PAWP blijkt dat operationele geluidsniveaus (*sound pressure* level - SPL) gemeten worden van 107 tot 110 dB re 1µPa^2 op 100 m afstand en SPL = 105 tot 107 dB re1µPa^2 op 3.800 m afstand (Jansen & de Jong, 2014).

De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart voor onderhoudswerkzaamheden. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Volgens het onderzoek blijkt het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken.

Volgens onderzoeken herstelt de visgemeenschap relatief snel na het aanleggen van een offshore windpark. Zo was de aanwezigheid van demersale en pelagische vissen binnen OWEZ en in omliggende referentiegebieden niet significant anders tussen de situatie van enkele jaren voor de constructie van (2003/2004), 1 jaar na constructie (2007) en 5 jaar na constructie (2011) (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal 2014). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de erosiebescherming nabij de windturbines meer kabeljauw, steenbolk, (groene) zeedonderpadden en pitvissen aangetroffen. Voor deze soorten is verstoring ten gevolge van geluid geproduceerd door de windturbine niet aan de orde en lijken de windturbines juist een aantrekkend effect te hebben (Leonhard & Pedersen 2006). Van tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied.

Effecten door geluid op vissen gedurende de exploitatiefase zijn niet erg waarschijnlijk, al zijn deze voor de toekomst niet uit te sluiten omdat de geluidsniveaus van operationele windturbines toeneemt met toenemende turbine grootte (*nominal power*). De overstap van een geschakelde versnellingsbak in een windturbine naar een automatische versnellingsbak zal de geluidsniveaus aanzienlijk doen verminderen (direct drive technology) (Stöber & Thomsen 2021).

De effecten van deze continue geluiden buiten het park hebben vooralsnog geen significant negatief effect op vispopulaties in de omringende omgeving en worden daarom niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

Effect van elektromagnetische straling

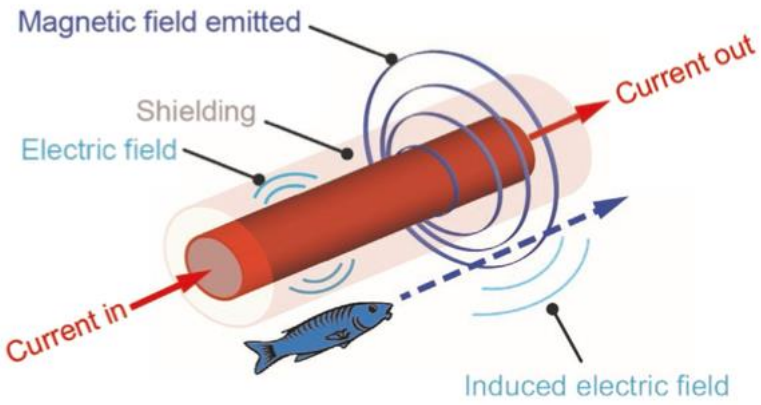
Vissen kunnen elektrische en/of magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Literatuurstudies laten zien dat vooral haaien en roggen (kraakbeenvissen)

gebruik maken van EMF-velden en het meest gevoelig zijn voor effecten van kunstmatige elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, leven op of nabij de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 volt per meer kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003).

De sterkte van een elektrisch veld (uitgedrukt in volt per meter) hangt af van de spanning op de kabel. De sterkte van het magnetisch veld (uitgedrukt in tesla) hangt af van de stroomsterkte door de kabels. EMF-waardes bij inter-array kabels verschillen binnen een windkavel afhankelijk van hoeveel turbines zijn aangesloten op de kabel en de hoeveelheid stroom die, afhankelijk van de wind, door de kabels wordt getransporteerd. Ook de diepte waarop de kabel in de bodem ligt heeft hier invloed op, wat weer wordt beïnvloed door het “lopen” van megaribbels en zandgolven.

Recente studies (Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2021b, Hermans & Schilt 2022, Durif *et al.* 2023) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee hebben uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (EMF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF) (figuur 4.1). Het elektrische veld (EF) wordt door de mantel afgeschermd en is daarmee beperkt waarneembaar voor soorten.
- Het elektromagnetische veld van een inter-array kabel strekt zich meestal enkele meters uit. Deze kabels worden niet standaard ingegraven in de zeebodem, maar soms wel om technische schade te voorkomen.
- Export kabels met een impact zone van 5 nanotesla en hoger kan de EMF uitstralen tot 60 meter van de kleinere OWEZ kabels tot 180 meter bij de grotere IJmuiden Ver kabels. Deze kabels vallen niet onder het MER van IJmuiden Ver Gamma.
- Effectstudies van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn schaars. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met veldsterktes die afwijken van de te verwachten sterktes bij windturbinekabels.
- Het EMF van een windturbinekabel valt binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.
- Er is zodoende overlap tussen de kabelroutes en leefgebied van voor EMF-gevoelige soorten.



Figuur 4.1 Schematisch overzicht van stralingen rondom een kabel (Hutchison et al. 2021a)

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. Hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. Stekelrog en kleine rog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. Europese aal, steur en zalmen) (Naisbett-Jones *et al* 2017, Gill & Desender 2020, Hutchinson *et al*. 2020, Copping *et al.* 2021, Albert *et al.* 2022a). Op basis van de wetenschappelijke literatuur lijkt er zodoende tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren of uit te sluiten (Bochert & Zettler 2006, Leonhard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al*. 2019, Albert *et al*. 2022b).

Tijdens andere experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping *et al.* 2021). Een studie naar het effect van EMF op larven van de Noorse zandspiering liet geen gedragsverandering zien, al sluit dit niet lange termijn gevolgen van de blootstelling aan EMF uit (Cresci *et al* 2022a). Een vergelijkbaar onderzoek naar larven van de schelvis liet bij een deel van de larven een afname in zwemsnelheid zien na blootstelling aan magnetische velden (Cresci *et al* 2022b).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten die zich oriënteren aan de hand van het aardmagnetisch veld. Hiervoor zijn nog geen bewijzen gevonden, al liet een studie in de Baltische zee zien dat de zwemsnelheid van Europese aal afnam bij een 130 kV AC kabel (Öhman *et al*. 2007, Westerberg *et al*. 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008, Hermans & Schilt 2022). Veldstudies in de VS toonden aan dat een roggensoort en twee soorten trekvissen de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Als vissen (en/of invertebraten) toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde

waardes van EMF te valideren, dosis-respons-relaties te kwantificeren en lange-termijnblootstelling te onderzoeken.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Vooralsnog is er in de Nederlandse offshore windparken geen sleepnetvisserij toegestaan. Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht in het OWEZ-windpark. Na oplevering van het OWEZ-windpark in 2006 zijn alle vormen van visserij uitgesloten. De vismonitoring uit 2011 liet echter geen verschil in totale visbestanden zien tussen transecten binnen het windpark en daarbuiten gelegen controles (van Hal *et al.* 2012). Er was zodoende in de eerste vijf jaar na oplevering van het windpark geen aantoonbaar positief of negatief effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van de visbestanden in het windpark. In offshore windpark Horns Rev 1 had het windpark, en het daaraan gekoppeld visserijverbod, een positief effect op de aanwezigheid van zandspiering juist op de korte termijn, maar er was geen effect detecteerbaar op de lange termijn (Leonhard *et al.* 2011, van Deurs *et al*. 2012, Stenberg *et al.* 2015, Degraer *et al.* 2016). Ook op de toppen van zandruggen rondom PAWP bleken grote aantallen zandspiering aanwezig, maar het was onduidelijk of dit een causaal verband betrof (Leewis & Klink 2017). In de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind eveneens geen effect aangetoond van het visserijverbod op de demersale en bentho-pelagische visgemeenschap (De Backer & Hostens 2018 in Degraer *et al*. 2018).

In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal 2013, 2014). Er is een verschil tussen de lengteverdeling van bodemvissen binnen het offshore windpark en daarbuiten. Hoewel het totale lengtebereik hetzelfde is, werden er binnen het park meer grote vissen gevangen. Bovendien is er ook meer smelt aangetroffen binnen het windpark. Smelt leeft in zuurstofrijk sediment en bevestigt zijn eieren aan de bodem. Door verschillen in methodieken en seizoenen zijn de data echter ongeschikt om harde conclusies te trekken en er is geen duidelijke indicatie van een effect van het windpark op de totale vangst of op de doelsoorten (van Hal 2013, 2014). Er wordt desondanks aangegeven dat deze gegevens een aanwijzing kunnen zijn dat sommige soorten een grotere overlevingskans hebben binnen een offshore windpark, en dat het derhalve kan dienen als refugium. Ook Methratta & Dardick (2019) onderschrijven middels hun meta-analyse studie dat er grotere aantallen pelagische vis (*finfish*) binnen een windpark voorkomen dan daarbuiten.

Specifiek voor kabeljauw lijkt het OWEZ-windpark een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens 2011). Voor gezenderde tong kon deze kraamkamerfunctie van het OWEZ-windpark niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Een andere studie in België toonde aan dat bij een van de twee onderzochte windparken meer schol werd aangetroffen binnen het windpark dan op referentielocaties daarbuiten, en dat

getagde individuen na een bezoek aan de paaigronden weer terugkeerden naar het windpark (Buyse *et al.* 2022, in prep).

Voor specifieke soorten zoals kabeljauw (relevant conform KRM/OSPAR) en schol zijn positieve effecten waarneembaar. De grootschalige vismonitoringen bij bovengenoemde windparken toonden echter weinig effecten aan van het verbod van visserij (inclusief bodemberoerende visserij) op vissen in het windpark (in het bijzonder bodemvissen).. Er lijkt vooralsnog niet echt duidelijk sprake te zijn van een positief effect van een verbod van bodemberoerende visserij in het plangebied op de vispopulatie.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken trekken scholen vis aan, zoals aangetoond tijdens een biodiversiteitsonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee (Lengkeek *et al.* 2013). De monopiles van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten vis. Kabeljauw is bijvoorbeeld een soort die wordt aangetrokken door harde structuren (Lindeboom *et al*. 2011), evenals zeebaars (HDR 2020).

In OWEZ-windpark is dit ook aangetoond. Op basis van sonarobservaties in de zomer van 2010 bleek dat visdichtheden in een straal van 15-20 meter van de monopiles gemiddeld 37x hoger waren dan in de rest van het windpark (Couperus *et al.* 2010). Hengelvangsten bestonden voornamelijk uit makreel en horsmakreel (lengtes 25-35 cm) en jonge kabeljauw (lengtes 30-55 cm), maar ook haringachtigen zouden rondom de monopiles aanwezig kunnen zijn (Couperus *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Staand-wantvangsten in de buurt van het harde substraat bestonden voornamelijk uit kabeljauw, steenbolk, Noordzeekrab en fluwelen zwemkrab, terwijl platvissen en wijting op het zand te vinden waren (van Hal *et al.* 2017). Grote dagelijkse fluctuaties in visdichtheden nabij de monopiles wijzen erop dat deze slechts tijdelijk wordt gebruikt als schuilplaats of foerageergebied (van Hal *et al.* 2017). En ook al kon het (nog) niet wetenschappelijk aangetoond worden, de kans dat het harde substraat wordt gebruikt voor het afzetten van viseieren is ook aannemelijk (Vandendriessche *et al.* 2016).

Ook in een Belgisch windpark (C-power) waren deze toenames in visdichtheden zichtbaar, waarbij ook grote aantallen steenbolk aangetroffen zijn rondom de monopiles (Reubens 2011, Reubens *et al.* 2014). Specifieke leeftijdsgroepen van kabeljauw en steenbolk worden per seizoen aangetrokken tot de monopiles van het Belgische windpark, waar ze foerageren en ook groeien (Reubens *et al.* 2014). Recent toonde een Belgische studie op basis van onderzoek naar maaginhoud en stabiele isotopen aan dat bentho-pelagische soorten (steenbolk en juveniele kabeljauw) en benthische vissoorten (zeedonderpad) de kunstmatige structuren van een windpark gebruiken als foerageergebied, gezien hun dieet gebaseerd is op hardsubstraat fauna (Mavraki *et al.* 2021). Een vergelijkbare studie in Amerika liet op deze manier ook zien dat vissen, zoals heek en bot, foerageren op de hardsubstraat-soorten op de turbines (Wilber *et al.* 2022a). Eveneens werden hier na de aanleg van de turbines meer zwarte zeebaars en kabeljauw aangetroffen (Wilber *et al.* 2022b). Recentelijk is aangetoond dat de schol, een zachtsubstraatsoort, in de Noordzee

binnen een windpark op typische hardsubstraatsoorten blijkt te foerageren en dat ze hiermee meer voedsel tot hun beschikking hebben dan schol buiten het windpark (Buyse *et al.* 2022, 2023). Schol verbleef voornamelijk op het zand rondom de harde structuren, maar er zijn aanwijzingen dat ze vanaf daar overdag naar het harde substraat trekken om te foerageren (Buyse *et al.* in prep). De publicaties van Buyse *et al.* tonen aan dat schol kan profiteren van offshore windparken door het voorzien in hard substraatprooi en schuilmogelijkheid wat mogelijk kan leiden tot een toename in visaantallen en/of visbiomassa. In Japan werd zelfs waargenomen dat er bij de “marbled flounder” (*Pseudopleuronectes yokohamae*), na de aanleg van een windpark, geen zomermigratie meer plaats vond naar diepere wateren en deze in de buurt van de kunstmatige substraten bleven (Mitamura *et al.* 2021).

Er zijn ook vissoorten in het OWEZ-windpark die niet profiteren van de aanwezigheid van de monopiles van de windturbines. Voor sommige soorten worden in de nabijheid van de monopiles zelfs lagere aantallen aangetroffen dan elders in het park. Van Hal *et al.* (2012) toonden dit aan voor platvissen (tong, schar en schol) en wijting. Voor platvissen zijn zodoende tegenstrijdige effecten gevonden. Wellicht heeft dit te maken met de periode dat het park operationeel is en dat gewenning optreedt bij platvissen. Voor een afname in pelagische soorten nabij een turbine is het niet eenduidig vast te stellen of de aanwezigheid van de monopile als harde structuur een rol speelt, of andere factoren zoals geluidsproductie door de windturbines of EMF velden.

Impact van het wake-effect

Een ander aspect van de aanwezigheid van turbines is dat deze effect hebben op fysische processen zoals waterstromingen, stratificatie en hydromorfologie. Modelstudies van Deltares hebben aangetoond dat de grootschalige uitrol van windparken op zee effect zullen hebben op fundamentele ecosysteemprocessen (van Duren *et al.* 2021). De monopiles in de waterkolom veroorzaken een toename in verticale menging van de waterkolom en het daarin voorkomende *suspended particulate matter* (SPM) (Vanhellemont & Ruddick 2014, Matthias & Fettweis 2015, Carpenter *et al.* 2016, Floeter *et al.* 2017, Huang, 2022). Ook de veranderingen die in de atmosfeer plaatsvinden door het plaatsen van windturbines hebben hun doorwerking in de hydrodynamica en troebelheid (Daewel *et al.* 2022). Deze veranderingen zullen indirect van invloed zijn op de primaire productie. Juveniele vis en kleine vissoorten foerageren (deels) op deze primaire productie. Hiermee wordt de voedselbeschikbaarheid voor deze soorten beïnvloed en daarmee ook de hogere trofische niveaus. Vooralsnog tonen de modellen aan dat de belangrijkste veranderingen worden veroorzaakt door veranderingen in de stratificatie (gelaagdheid van het water) (van Duren *et al.* 2021). Een BACI analyse in het water 6 jaar voor en 6 jaar na de aanleg van vier windparken liet geen significante effect van de windparken zien op SPM (Brandao *et al* 2023).

In het zuidelijke deel van de Noordzee, waar het plangebied ligt, zullen de effecten beperkt zijn, omdat dit al een dynamisch gebied is waar stromingen samenkomen. Mede daardoor treedt stratificatie hier niet vaak op en wordt de algengroei hier al geremd door verhoogde concentraties zwevend stof.

Vanwege de locatie van het plangebied en het gebrek aan literatuur wordt dit effect niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

4.1.3 Verwijderingsfase

Effecten van geluid en/of trillingen

Effecten van geluidspulsen in de verwijderingsfase, vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase (door bijvoorbeeld heien), zijn niet aan de orde. Het doorsnijden van turbinepalen zal waarschijnlijk het meeste geluid produceren, maar deze geluidsintensiteit ligt lager dan bij de constructie (Kent *et al.* 2016). Het is belangrijk dat de geluidscontouren van de verwijderingsfase worden bestudeerd zodat het effect hiervan bekend wordt (bijvoorbeeld langdurige vermijding door soorten).

Effect van de verwijdering van (harde) structuren

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze vis-faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zal zeer waarschijnlijk de tijdens de exploitatiefase toegenomen lokale abundantie van vissoorten rondom de monopiles teniet worden gedaan (Wright *et al*. 2018). De verwijdering van windturbines zal naar verwachting geen directe negatieve effecten hebben op zacht-substraat soorten zoals platvissen, maar wel voor soorten die gebruik maken van het harde substraat dat verwijderd wordt.
Het verwijderen van de kabels uit de zeebodem kan leiden tot tijdelijke vertroebeling. Bij de ontmanteling van de kabels wordt echter niet gebaggerd en door het grofzandige karakter van het plangebied is vertroebeling minder relevant. Daarbij wordt de impact die het verwijderen van de kabels met zich meebrengt op basis van beschikbare literatuur vooralsnog niet significant beoordeeld (Taormina *et al* 2018, Al-Sallami 2021). Gezien de tijdelijke aard van het effect en de te verwachte geringe omvang wordt dit niet verder meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Korte samenvatting voor vissen

Tabel 4.2 geeft een overzicht welke effecten op vissen aan de hand van bovenstaande beschrijvingen worden meegenomen in de effectbeoordeling.

Tabel 4.2 Overzicht van effecten op vissen die worden meegenomen in voorliggende effectbeoordeling.

Fase	Effecten	Behandeld in effectbeoordeling
Constructie	Geluid / trillingen	Ja
	Bodemberoering	Ja
	Kunstmatig licht	Nee
Operationeel	Continue geluid	Nee
	EMF	Ja
	Verbod op sleepnetvisserij	Ja
	Aanwezigheid harde structuren	Ja
	Wake effect	Nee
Verwijdering	Geluid / trillingen	Ja
	Verwijdering harde structuren	Nee

4.2 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele levenswijze (krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende levenswijze (anemonen en zakpijpen). In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten als kunstmatige harde substraten) en zacht substraat (bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en foerageerstrategieën: zo zijn er filterfeeders, roofdieren en aaseters.

4.2.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Er is slechts in beperkte mate onderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluidspulsen en bodemvibraties ten gevolge van heiwerkzaamheden op bodemdieren in de Noordzee, waardoor specifieke effecten lastig te bepalen zijn (Roberts & Elliot 2017, Solé *et al.* 2023). Blootstelling aan geluid zou kunnen leiden tot een schrikreactie waarbij een schelpdier zijn kleppen sluit en geen voedsel tot zich neemt, wat weer van invloed is op de conditie. Ook andere benthossoorten kunnen door een schrikreactie tijdelijk stoppen met foerageren. Daarnaast kunnen soorten die zich oriënteren aan de hand van omgevingsgeluid beïnvloed worden door antropogeen geluid. Ook worden sensorische organen aangetast die invertebraten (in een larvaal stadium) gebruiken om zwaartekracht waar te nemen en balans te behouden in de waterkolom (Solé *et al.* 2023). Voor het beoordelen van het effect van geluid op benthos wordt net als bij vissen uitgegaan van de traditionele manier van heien. Enkele relevante benthossoorten waar onderzoeken naar zijn gedaan worden hieronder per levensstadium beschreven.

Larvaal stadium
De postlarvale groei van de grote mantel (*Pecten maximus*) werd tijdens een experiment aangetast door blootstelling aan heigeluid (Olivier *et al.* 2022). Bij larven van de gewone zeekat (*Sepia officinalis*) werd bij een vergelijkbaar experiment een verminderde overlevingskans vastgesteld (Solé *et al.* 2022). Larven van de Amerikaanse winterschol (*Pseudopleuronectes americanus*) vertoonden minder foerageergedrag en hadden minder maaginhoud wanneer zij werden blootgesteld aan bootgeluid (Gilberte *et al.* 2020).

Juveniel en volwassen stadium
Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft (*Pagarus bernadus*) en de gewone mossel in reactie op vibraties van het substraat. Een andere experimentele studie toonde aan dat heigeluiden het gedrag van de strandkrab (*Carcinus maenas*) beïnvloedde, wat zich uitte in verminderde tijd foerageren en meer tijd bewegingloos doorbrengen (Corbett 2019). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn. Recent stelden Wang *et al* (2022) vast dat de schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) en het wadkreeftje (*Corophium volutator*) verandering in gedrag lieten zien na blootstelling aan *low frequency noise*. Gezien de rol die deze soorten spelen in hun omgeving, respectievelijk het creëren van een biogeen rif en het omwoelen van de bodem, is dit ook van invloed op de omgeving.

Mosselen (*Mytilus edulis*) vertoonden verhoogde filtratiesnelheden tijdens heiwerkzaamheden, mogelijk om te compenseren voor veroorzaakte stress (Spiga *et al.* 2016). Een experiment liet recent zien dat er gewenning optreedt bij mosselen welke voor langere tijd aan een constante geluidsintensiteit worden blootgesteld (Hubert *et al*., 2021). Oesters kunnen ook een belangrijke rol spelen voor hun omgeving als biogeen rif. Onderzoeken toonden aan dat oesterlarven aan de hand van geluid een geschikt habitat kunnen lokaliseren om zich aan hard substraat te hechten (Lillis *et al.* 2013, McAfee, 2022). Ditzelfde is overigens ook aangetoond voor koraallarven, ook een rifvormende soort (Vermeij *et al.* 2010). Het maskeren van dit rifgeluid door operationelen geluiden van een windpark kan mogelijk de vestiging verhinderen.

Toch blijkt tot dusverre dat op gemeenschapsniveau bodemdieren geen effect ondervinden van de constructie van een windpark. Bij monitoring van het OWEZ-windpark en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Daarnaast zijn er geen significante verschillen aangetoond tussen de benthosgemeenschap binnen en buiten het park (Leewis & Klink 2017). Op basis hiervan is het niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied negatieve effecten hebben op de aanwezige benthos op gemeenschapsniveau.

Effecten van bodemberoering
De bodemberoering kan leiden tot effecten van vertroebeling en habitatdestructie. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water als gevolg van de constructiewerkzaamheden. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied, zoals Amerikaanse zwaardschede, zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water (Witbaard &

Kamermans 2009, Kamermans & Dedert 2012). Omdat verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten slechts tijdelijk zijn en schelpdieren in het gebied relatief robuust zijn tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties zijn geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdierbanken in het plangebied te verwachten. Daarbij ligt het plangebied in een zandig gebied waardoor de vertroebeling maar zeer beperkt blijft.

De verstoring van de bovenste bodemlaag (en daarmee ook van de aanwezige benthosgemeenschap) wordt veroorzaakt door de funderingswerkzaamheden en het trekken van de kabels binnen het park. Ook het aanleggen van de erosiebescherming zal een verstoring van de bodem en daarmee geassocieerd bodemleven tot gevolg hebben. Daarnaast wordt de lokale benthosgemeenschap in het ingreepgebied bij het heien van de fundaties door mechanische druk gedood. Deze directe impact is vooral van belang voor langlevende niet-mobiele soorten en soorten welke biogene riffen vormen, zoals *Sabellaria*.

Door het trekken van de kabels binnen het windpark wordt in de direct beïnvloede gebieden een verstoring van de bodemlaag veroorzaakt. Hierdoor worden benthossoorten mogelijk blootgelegd. Veel benthossoorten zijn in staat zich vrij snel weer in te graven (zoals de noordkromp), maar enkele grote soorten hebben niet dit vermogen. Daarnaast kan door het trekken van de kabels letsel ontstaan bij organismen waardoor ze niet meer in staat zijn zich in te graven en daardoor de werkzaamheden niet overleven.

Naast blootlegging speelt bij het trekken van kabels ook begraving van bodemleven een rol. Door deze ingreep kan bodemleven begraven worden onder een dikke laag sediment. Opnieuw zijn er soorten die dit proces overleven en zichzelf weer omhoog kunnen graven en soorten die niet in staat zijn zichzelf terug te graven en daardoor sterven. In zandige bodems is de bodemgemeenschap vaak minder gevoelig voor bedekking en kunnen meerdere centimeters bedekking overleven (Bijkerk 1988, Essink 1999).

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen kortetermijneffecten zijn van de aanwezigheid van het windpark op de lokale benthische faunasamenstelling in de zanderige gebieden tussen de monopiles (Daan *et al.* 2009, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Zelfs bij de installatie van gravity-based funderingen (GBFs), waarvoor meer voorbereidingen op de zeebodem vereist zijn (zoals baggerwerkzaamheden) in vergelijking tot de installatie van monopilefunderingen, herstelt de lokale benthische faunasamenstelling binnen een jaar (Coates *et al*. 2015).

Effecten van bodemberoering op de bodemgemeenschap hebben zodoende een lokaal en tijdelijk karakter. Individuen nabij de kabels en de fundering kunnen begraven/blootgelegd en/of beschadigd worden, met mogelijk sterfte tot gevolg. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is dit effect slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Enkel langlevende soorten, zoals de wulk (*Buccinum undatum*), zullen meer moeite hebben om terug te keren. Daarnaast kan niet uitgesloten

worden dat biogene riffen van bijvoorbeeld zandkokerwormen (*Sabellaria spinulosa*), die potentieel aanwezig zijn in het plangebied, door bodemberoering beschadigd raken.

4.2.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

De geluidsniveaus van een operationeel windpark zijn relatief laag vergeleken met de geluidspulsen zoals die geproduceerd worden tijdens heiwerkzaamheden in de constructiefase van het park. Omdat uit de benthosmonitoring van OWEZ-windpark en PAWP geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthosgemeenschap voor en na de constructie van het windpark (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013), wordt ervan uitgegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthosgemeenschappen verwaarloosbaar zijn. Het geluidsniveau van de continue trillingen en geluid geproduceerd door HVAC (high voltage alternate current) inter-array kabels (Zabar *et al*. 1992, OSPAR Commission 2008) zijn ook relatief laag tijdens de exploitatiefase (100 dB re 1uPa at 1 m voor een 136 kV elektriciteitskabel; JASCO Research 2006). Aangezien de effecten van continue geluiden op benthospopulaties in de omringende omgeving onwaarschijnlijk zijn wordt dit effect niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

Effecten van elektromagnetischestraling

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMFs van windparken te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Taormina *et al.* 2018). Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMF (vergelijkbaar met veldwaarden van 2.8mT en 40mT) naast een aantrekkende werking ook stress gerelateerde fysiologische effecten had op de Noordzeekrab *Cancer pagarus* (Scott *et al*. 2018, 2021). Lange termijneffecten op de voortplanting van de Noordzeekrab onder chronische blootstelling aan EMF zijn niet onderzocht. In een laboratorium liet de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) geen aantrekking- of vermijdingsgedrag zien wanneer blootgesteld aan EMF, maar nam hun graafactiviteit toe (Jakubowska *et al.* 2019). Een andere experimentele studie ondervond dat menselijk geïnduceerde magnetische velden geen significant effect lijken te hebben op het gedrag van juveniele Noordzeekreeften (*Homarus gammarus*) (Taormina *et al.* 2020). Vergelijkbare studies naar het effect van EMF op de fluwelen zwemkrab (*Necora puber*) en de mossel (*Mytilus edulis*) toonde ook geen significante veranderingen in gedrag aan na blootstelling (Albert *et al.* 2022b, in prep.).

Een veldstudie in de VS liet zien dat twee krabsoorten geen moeite hadden met het passeren van een stroomkabel. Een andere veldstudie toonde aan dat het gedrag van een Amerikaanse kreeft (*Homarus americanus*) verandert in de nabijheid van een stroomkabel, maar dat deze niet als barrière fungeert (Hutchison *et al.* 2018, 2020, Gill & Desender 2020).

Op basis van bovengenoemde onderzoeken lijkt EMF vooralsnog geen significant effect te hebben op benthos, al is dit nog maar zeer beperkt onderzocht en voornamelijk binnen een experimentele opzet.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Na realisatie van een offshore windpark mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast en krijgt benthos de mogelijkheid zich te ontwikkelen. Ook *Sabellaria*-banken zijn kwetsbaar voor schade aangebracht aan het rif door de bodemvisserij (Gibb *et al.* 2014). Het is een belangrijke oorzaak voor het verdwijnen van de soort en een bottleneck voor het herstel (van Duren 2018). De directe effecten van het uitsluiten van bodemberoerende visserij op benthos zijn verminderde sterfte (soortafhankelijk), verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitatcondities. Soorten die profiteren van de huidige omstandigheden met regelmatige bodemberoering (zoals wormen) zullen waarschijnlijk afnemen en de productiviteit van de bodemgemeenschap kan veranderen (van Denderen *et al.* 2013). Positieve effecten die kunnen optreden zijn ontwikkelingsmogelijkheden voor kreeften (Roach *et al*. 2018), tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken en *Sabellaria*-banken (Jongbloed *et al*. 2013), evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (Reiss *et al.* 2009, van Denderen *et al.* 2014, Eigaard *et al*. 2016, Roach *et al*. 2018). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem, waardoor er meer schelpdieren gaan groeien zoals de witte dunschaal (de Jong *et al.* 2015).

Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Alhoewel Vandendriessche *et al.* (2015) een positief effect op de benthische soortgemeenschap levend in de zachte zandbodems in en rondom een Belgisch windpark rapporteerde, bleek dit positieve effect slechts van korte duur (Derweduwen *et al.* 2016). Waarschijnlijk was de initiële toename in soortenrijkdom en abundantie een korte termijn reactie van opportunistische soorten. Van Denderen (2015) toonde aan dat een eventueel positief effect van de afwezigheid van bodemberoerende visserij gerelateerd is aan de intensiteit van natuurlijke verstoringen van de zeebodem. Gebieden die van nature weinig verstoord worden zullen meer baat hebben bij de afwezigheid van bodemberoerende visserij (Rijnsdorp *et al*. 2017). Resultaten van benthosbemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.* 2012, 2015). Ook in de Belgische Noordzee werd 6 respectievelijk 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond (Degraer *et al*. 2018). In PAWP werden eveneens geen veranderingen in de bodemgemeenschap vastgesteld tussen locaties binnen PAWP vergeleken met referentielocaties buiten het windpark voor 6 jaar (Lock *et al.* 2014) en 10 jaar (Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) na afsluiting van het windpark voor visserij. Ook in 2022, 15 jaar na de aanleg van dit windpark, kwam naar voren dat er geen significante aanwijzingen zijn gevonden voor een verschil in bodemdiersamenstellingen binnen het windpark en daarbuiten (Leeuwis & Klink 2022). Hierbij zijn zowel kengetallen als abundantie en diversiteitsindexen vergeleken als de gemeenschapssamenstellingen. Er is

daarmee in dit gebied geen indicatie dat het uitsluiten van visserij binnen het windpark van invloed is op de bodemgemeenschap. Mogelijk is 15 jaar (nog) niet genoeg om herstel te zien van de benthische soortengemeenschap na het sluiten van een gebied voor visserij, of zijn deze gebieden van nature al erg dynamisch waardoor soorten niet alleen last hebben van visserij maar ook gewoon de hoge mate aan bodemdynamiek.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

Harde structuren op de zeebodem, zoals scheepswrakken, hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthosgemeenschap. Zo werden tijdens een biodiversiteitsonderzoek in de Noordzee 165 soorten op tien scheepswrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.* 2013). Windturbines van een offshore windpark staan op funderingen die harde structuren op de zeebodem vormen in verticale richting (monopile) en horizontale richting (erosiebescherming) (Degraer *et al.* 2020). Op deze monopiles en de harde structuren van de erosiebescherming zal zich na verloop van tijd ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen, zoals waargenomen op de monopiles van de windparken OWEZ (Bouma & Lengkeek 2009, 2012), PAWP (Vanagt & Faasse 2014, Hofstede *et al.* 2022), drijvend windpark Hywind in Schotland (Karlsson *et al.* 2022) en de parken Gemini, Belwind en Luchterduinen (Hofstede *et al.* 2022). De monopiles kunnen fungeren als *stepping stones* voor de verspreiding van hard substraatsoorten in de Noordzee (Coolen 2017, Degraer *et al.* 2020).

Een lange termijn studie toonde aan dat er verschillende fase van successie zijn met elk een andere soortsamenstelling (Kerckhof *et al.* 2019). De bodemdiergemeenschappen die zich op harde structuren (monopiles, erosiebescherming) vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toeneemt (o.a. Coates *et al.* 2014, Coolen *et al*. 2015, Hofstede *et al.* 2022). Bepaalde soorten welke zich op de structuren vestigen kunnen op hun beurt weer andere hardsubstraat soorten faciliteren, zoals is aangetoond voor mosselen op windturbines (Degraer *et al.* 2021).

De structuren fungeren als een kunstmatig rif en voegen, naast een grote toename aan biodiversiteit, vooral biomassa toe aan het voorheen uitsluitend zachte substraat (Degraer *et al.* 2020). Krone *et al*. (2017) toonden aan in de Duitse Bocht van de Noordzee dat monopiles met erosiebescherming tweemaal zoveel Noordzeekrabben herbergen dan monopiles zonder deze bescherming. Coolen *et al.* (2020) rapporteerden de vondst van *Sabellaria spinulosa* op natuurlijke en kunstmatige structuren bij PAWP, Borkum Riff Grund en verschillende olie- en gasproductieplatforms. Ook substraat-afhankelijke mobiele demersale soorten hebben baat bij de harde structuren. Er zijn bijvoorbeeld indicaties dat inktvissen de structuren gebruiken om hun eieren op af te zetten (De Backer *et al.* 2020).

In OWEZ werden in 2008 en 2011 55 soorten aangetroffen. Hierbij konden zones met groenalgen, zeepokken, oesters en jonge mosselen worden onderscheiden inclusief kenmerkende soorten zoals anemonen, gorgelpijpen, kleine kreeftachtigen, krabben, zeesterren, mosdierkolonies en diverse soorten wormen. Op vier turbinepalen van het PAWP werden in totaal 87 soorten geïdentificeerd, met als belangrijkste soortgroepen schaaldieren, borstelwormen, neteldieren en mosdiertjes (Vanagt & Faasse 2014). De

meest abundante soort was de vlokreeft *Jassa herdmani*, terwijl mosselen dominant waren qua biomassa. De maximale dichtheid van fauna bedroeg anderhalf miljoen diertjes per vierkante meter. De patronen kwamen wat betreft biodiversiteit, abundantie en zonering erg overeen met andere offshore windparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van platte oester (*Ostrea edulis*) bij zowel windpark OWEZ als PAWP (Bouma & Lengkeek 2012, Vanagt & Faase 2014) illustreert hoe windparken een rol zouden kunnen spelen bij zowel habitat bieden aan bijzondere soorten als de heropbouw van biogene riffen. Een andere studie vond in zacht substraat monsters binnen een windpark mosselen en bloemdieren welke niet of nauwelijks werden aangetroffen in zachtsubstraat referentiegebieden buiten het windpark, wat zou kunnen duiden op een zogenaamd spill-over effect van het harde substraat op het omringende zachte substraat (De Backer & Hostens in Degraer *et al.* 2018).

Naast inheemse soorten herbergen monopiles mogelijk ook (ongewenste) exoten. Verder van de kust komen over het algemeen minder uitheemse soorten voor dan vlak bij de kust. Hierbij is de hoogste diversiteit op drijvende objecten te vinden zoals boeien (van Duren *et al.* 2016). Op monopiles vestigen de meeste niet inheemse soorten zich in de intergetijden- en spatwater zone, waarschijnlijk omdat dit nog vrij nieuw habitat is op open zee (Degraer *et al.* 2020). Kerckhof *et al*. (2016 in Degraer *et al*. 2016) toonden aan dat het overgrote deel van aangetroffen exoten in het Belgische deel van de Noordzee uit het intergetijdegebied komt. Tot dusverre is nog niet aangetoond dat niet inheemse soorten in een windpark concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Echter kan het zo zijn dat soorten via de turbines (stepping stones) terecht komen in (kust)gebieden waar ze voorheen nog niet voorkwamen en waar geconcurreerd gaat worden met lokaal aanwezige inheemse soorten.

Een andere manier waarop de introductie van hard substraat kan leiden tot effecten op de pelagische primaire productie is via een lokale toename van filtratiecapaciteit door kolonisatie met filterfeeders (Slavik *et al*. 2018). Een toename van filtratieactiviteit zal leiden tot meer detritus en hogere organische stofconcentraties op de zeebodem (Coates *et al*. 2014). Biologisch materiaal dat door scouring of golfslag van de monopile losraakt kan lokaal ook leiden tot een toename in organische stofconcentraties (Vanaverbeke 2018 in Boon *et al*. 2018). Lefailbe *et al*. (2018) toonden in de Belgische Noordzee aan dat verrijking met organische stof o.a. verschilt per windturbinetype (monopiles vs. Jackets) en afstand tot de structuur (dichterbij of verder weg dan 50 m), en dat organische verrijking van het sediment leidde tot veranderingen in biodiversiteit en dichtheden van bodemdieren. Bij PAWP gaf de aanwezigheid van kunstmatige structuren geen aanwijzingen die duiden op grootschalige veranderingen van de zeebodem (ACRB 2013). Lokaal werden kleine sedimentatie accumulaties en erosiekuilen aangetroffen.

Impact van het wake-effect

Zoals vermeld in paragraaf 4.1.2 kan de aanwezigheid van turbines in de waterkolom effect hebben op fysische processen zoals waterstromingen, stratificatie en hydromorfologie. Deze veranderingen zullen direct van invloed zijn op de primaire productie. Benthos is direct of indirect afhankelijk van primaire productie als voedselbron en daarmee wordt de

voedselbeschikbaarheid voor deze soorten beïnvloed. Echter, zoals hiervoor vermeld zullen de effecten in het zuidelijke deel van de Noordzee waar het plangebied ligt beperkt zijn omdat dit al een dynamisch gebied is. Mede daardoor treedt stratificatie hier niet vaak op en wordt de algengroei hier al geremd door verhoogde concentraties zwevend stof.

Vanwege de locatie van het plangebied en het gebrek aan literatuur wordt dit effect niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

4.2.3 Verwijderingsfase

Effecten van geluid en/of trillingen
Zoals in hoofdstuk 4.1.3 vermeld zijn er naar verwachting geen effecten van geluidspulsen vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase aan de orde zijn.

Effect van de verwijdering van (harde) structuren
Naar alle waarschijnlijkheid zullen windturbines een faciliterende werking hebben op met name hardsubstraat geassocieerde benthossoorten. Daarnaast heeft het verbod op sleepnetvisserij mogelijk een positief effect op langlevende benthossoorten in overige delen van het windpark, al is zo'n effect in onderzoeken nog niet significant aangetoond. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee een negatief effect hebben op de totale benthospopulatie zoals die zich ontwikkeld heeft in het windpark tijdens de exploitatiefase. Soorten die zich door het spill-over effect op het omringende zacht substraat hebben gevestigd, zoals mosselen, kunnen hierbij overleven, mits het gebied niet weer wordt opengesteld aan bodemberoerende visserij. Het verwijderen van de kabels in de zeebodem heeft een directe impact op het benthos in directe nabijheid van de kabels maar het gaat hierbij om een relatief klein oppervlak.

4.2.4 Korte samenvatting voor benthos

Tabel 4.3 geeft een overzicht welke effecten op benthos aan de hand van bovenstaande beschrijvingen worden meegenomen in de effectenbeoordeling.

Tabel 4.3 Overzicht van effecten op benthos die worden meegenomen in voorliggende effectbeoordeling.

Fase	Effecten	Behandeld in effectbeoordeling
Constructie	Geluid / trillingen	Ja
	Bodemberoering	Ja
Operationeel	Continue geluid	Nee
	EMF	Ja
	Verbod op sleepnetvisserij	Ja
	Aanwezigheid harde structuren	Ja
	Wake effect	Nee
Verwijdering	Geluid / trillingen	Ja
	Verwijdering harde structuren	Nee



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogels

Op de Noordzee komen tientallen soorten zeevogels voor die de zee het hele jaar door als hun leefgebied hebben en die ter plaatse foerageren, rusten, ruien en slapen. Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee ter hoogte van Nederland (Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 5.1.

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan sporadisch enkele individuen ook op zee worden gezien, maar dan vooral in de kustzone (zoals bijvoorbeeld het nonnetje (*Mergellus albellus*)) worden verder gezien als niet relevant voor deze studie. De meeste ‘schaarse doortrekkers’ worden alleen dicht onder de kust gezien, waar stuwing van deze trekvogels langs het land optreedt en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

Op volle zee zijn slechts weinig vogels werkelijk stationair aanwezig op een bepaalde locatie. Eerder gaat het voorkomen van zeevogels op volle zee gepaard met allerlei grootschalige en kleinschalige bewegingen, die in relatie kunnen staan met het getij, het al dan niet plotseling optreden van een goede mogelijkheid om te foerageren, de tijd van de dag, en de tijd van het jaar (seizoenstrek). Daarnaast heeft het gebied ook niet dezelfde functie voor alle vogels. Kleine mantelmeeuwen die broeden in de Nederlandse kustkolonies gebruiken de Noordzee om voedsel te zoeken voor hun jongen, in tegenstelling tot kleine mantelmeeuwen van elders die uitsluitend door de Nederlandse Noordzee heen trekken op weg tussen hun broedgebied en de zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden. Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers. Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de constructie van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.

*Tabel 5.1 Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar van den Berg & Bosman (2001), Bijlsma et al. (2001), trektellen.nl en de data uit het MWTL programma (RWS CIV). Br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.*

	Soort	wetenschappelijke naam	status op het NCP
*	roodkeelduiker	*Gavia stellata*	Algemeen in kustzone (n-br)
*	parelduiker	*Gavia arctica*	Vrij schaarse gast (n-br)
*	ijsduiker	*Gavia immer*	Schaarse gast (n-br)
*	geelsnavelduiker	*Gavia adamsii*	Zeldzaam (n-br)
	dodaars	*Tachybaptus ruficollis*	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
*	kuifduiker	*Podiceps auritus*	Schaars in kustzone (n-br)
	geoorde fuut	*Podiceps nigricollis*	Schaars in kustzone (n-br)
	fuut	*Podiceps cristatus*	Talrijk in kustzone (n-br)
	roodhalsfuut	*Podiceps grisegena*	Schaars in kustzone (n-br)
	noordse stormvogel	*Fulmarus glacialis*	Talrijk op open zee (n-br)
*	kuhls pijlstormvogel	*Calonectris diomedea/borealis*	Zeldzame doortrekker (migr)
	grote pijlstormvogel	*Puffinus gravis*	Dwaalgast
*	gon-gon/freira	*Pterodroma madeira/feae*	Dwaalgast
*	bulwers stormvogel	*Bulweria bulwerii*	Dwaalgast
*	kleine pijlstormvogel	*Puffinus baroli*	Dwaalgast
	grauwe pijlstormvogel	*Puffinus griseus*	Schaarse doortrekker (migr)
	noordse pijlstormvogel	*Puffinus puffinus*	Schaarse doortrekker (migr)
*	vale pijlstormvogel	*Puffinus mauretanicus*	Schaarse doortrekker (migr)
*	bont stormvogeltje	*Pelagodroma marina*	Dwaalgast
*	stormvogeltje	*Hydrobates pelagicus*	Vrij schaarse doortrekker (migr)
*	vaal stormvogeltje	*Oceanodroma leucorhoa*	Vrij schaarse doortrekker (migr)
	jan-van-gent	*Morus bassanus*	Talrijk op open zee (n-br & migr)
	aalscholver	*Phalacrocorax carbo*	Talrijk in kustzone (br & n-br)
	kuifaalscholver	*Phalacrocorax aristoteles*	Schaarse wintergast (n-br)
	eider	*Somateria mollisima*	Talrijk, vooral in kustzone (br & n-br)
	koningseider	*Somateria spectabilis*	Dwaalgast
*	stellers eider	*Polysticta stelleri*	Dwaalgast
	zwarte zee-eend	*Melanitta nigra*	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
	grote zee-eend	*Melanitta fusca*	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
	brilzee-eend	*Melanitta perspicillata*	Dwaalgast
	ijseend	*Clangula hyemalis*	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
	harlekijneend	*Histrionicus histrionicus*	Dwaalgast
	brilduiker	*Bucephala clangula*	Talrijk in kustzone (n-br)

	middelste zaagbek	*Mergus serrator*	Talrijk in kustzone (n-br)
	rosse franjepoot	*Phalaropus fulicarius*	Schaarse doortrekker (migr)
*	grauwe franjepoot	*Phalaropus lobatus*	Schaarse doortrekker (migr)
	grote jager	*Stercorarius skua*	Vrij schaarse gast (n-br & migr)
	middelste jager	*Stercorarius pomarinus*	Schaarse doortrekker (migr)
	kleine jager	*Stercorarius parasiticus*	Algemene doortrekker (migr)
	kleinste jager	*Stercorarius longicauda*	Schaarse doortrekker (migr)
	vorkstaartmeeuw	*Xema sabini*	Schaarse doortrekker (migr)
	drieteenmeeuw	*Rissa tridactyla*	Talrijk (n-br)
	kokmeeuw	*Larus ridibundus*	Talrijk in kustzone (br & n-br)
	stormmeeuw	*Larus canus*	Talrijk (br & n-br)
*	zwartkopmeeuw	*Larus melanocephalus*	Schaars in kustzone (br & n-br)
	zilvermeeuw	*Larus argentatus*	Talrijk (br & n-br)
*	audouins meeuw	*Larus audouinii*	Dwaalgast
	pontische meeuw	*Larus cachinnans*	Schaarse gast (n-br)
	geelpootmeeuw	*Larus michahellis*	Schaarse gast (n-br)
	kleine mantelmeeuw	*Larus fuscus graellsii*	Talrijk (br & migr)
*	baltische kleine mantelmeeuw	*Larus fuscus fuscus*	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
	grote mantelmeeuw	*Larus marinus*	Talrijk (br & n-br)
*	dwergmeeuw	*Larus minutus*	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
	grote burgemeester	*Larus hyperboreus*	Schaarse wintergast (n-br)
	kleine burgemeester	*Larus glaucoides*	Zeldzaam (n-br)
*	lachstern	*Gelochelidon nilotica*	Schaarse doortrekker (migr)
*	reuzenstern	*Hydroprogne caspia*	Schaarse doortrekker (migr)
*	grote stern	*Thallaseus sandvicensis*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	dougalls stern	*Sterna dougallii*	Schaarse doortrekker (migr)
*	visdief	*Sterna hirundo*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	noordse stern	*Sterna paradisaea*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	dwergstern	*Sterna albifrons*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
*	zwarte stern	*Chlidonias niger*	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
	kleine alk	*Alle alle*	Schaarse wintergast (n-br)
	papegaaiduiker	*Fratercula arctica*	Schaarse wintergast (n-br)
	zwarte zeekoet	*Cepphus grylle*	Zeer schaarse wintergast (n-br)
	zeekoet	*Uria aalge*	Talrijk (n-br)
	kortbekzeekoet	*Uria lomvia*	Dwaalgast (n-br)
	alk	*Alca torda*	Talrijk (n-br)

Telgegevens

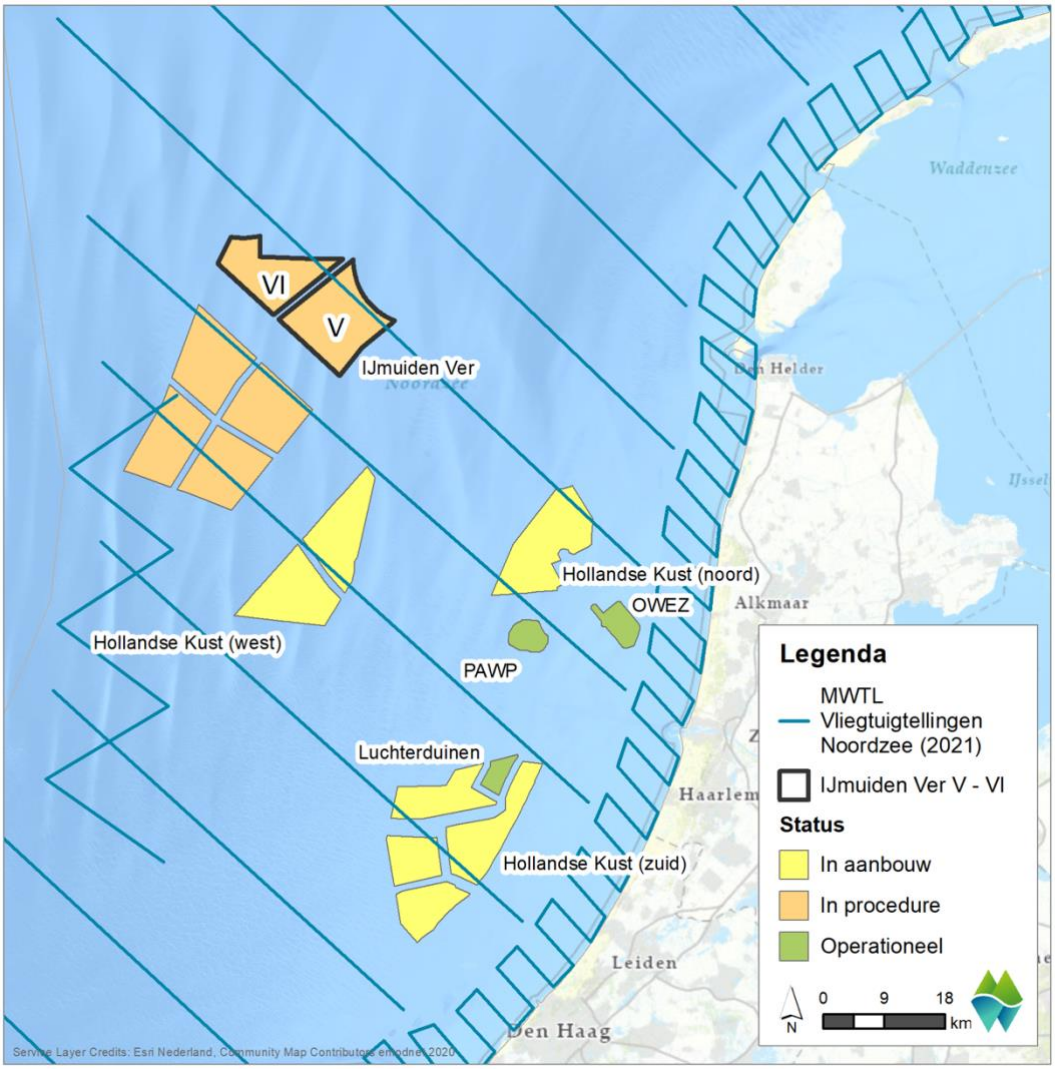
Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2016, van der Wal *et al.* 2015) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi *et al.* 2018b, van der Wal *et al.* 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek *et al.* 2022b). Dit zijn de gegevens van de internationale en landelijke monitoringsgegevens van de MWTL- en/of ESAS-data (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019). Deze data beslaan kleine delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het is de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode is verzameld. Voor de jan-van-gent en zilvermeeuw bleken de dichtheidskaart binnen de KEC 4.0 studie niet gedetailleerd te zijn (Collier *et al*. 2022, Soudijn *et al.* 2022a). Voor zilvermeeuw is binnen een vervolgstudie van de KEC 4.0 studie een meer gedetailleerde dichtheidskaart gemaakt (Soudijn *et al.* 2020a). Voor jan-van-gent is gebruik gemaakt van een recentelijk gepubliceerde dichtheidskaart (Waggitt *et al.* 2020).

MWTL-tellingen en ESAS-data

In het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) wordt de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren geteld (b.v. Arts *et al.* 2013, van Bemmelen *et al*. 2022). Daarnaast zijn diverse Europese tellingen, waaronder die bijvoorbeeld van de monitoring rond OWEZ (Leopold *et al.* 2013b) samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). De MWTL-tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig (transecten in Arts *et al.* 2013), terwijl de ESAS-data merendeels gebaseerd zijn op scheepstellingen langs vaste transecten. Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Wageningen Marine Research. Deze gegevens zijn in het KEC-project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, van der Wal *et al.* 2015, 2018, Gyimesi *et al.* 2018b, Potiek *et al.* 2022b) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen. Sinds 2014 zijn de MWTL-tellingen aangepast zodat momenteel vier keer per jaar (aug, nov, jan, feb) een vlakdekkende telling van het gehele NCP wordt gedaan met een vliegtuig. Op basis van deze tellingen worden dichtheden van vogelsoorten bepaald voor het totale NCP. Daarnaast leveren deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver verschillende dichtheden van zeevogels berekend.

De dichtheden gevonden tijdens scheepstellingen en vliegtuigtellingen verschillen van elkaar. Dit komt voornamelijk voort uit methodologische verschillen die leiden tot verschillen in detectie. Voorbeelden hiervan zijn dat sommige soorten al op grote afstand opvliegen voor een onderzoeksschip en daardoor gemist worden tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het vliegtuig. Daarentegen worden duikende vogels vaak eerder gemist vanuit een vliegtuig dan vanaf een boot, omdat deze alweer boven komen alvorens een boot voorbijgevaren is, terwijl

door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. Ook voor vliegende vogels is de detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predicaat 'scheeps-geassocieerd' meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.



Figuur 5.1 *Ligging van de transecten van de MWTL-vliegtuigtellingen ten opzichte van Kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver en andere offshore windparken.*

Additionele tellingen vanaf boorplatform K14

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied IJmuiden Ver opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn *et al.* 2012). Specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015). Uit deze data zijn direct fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Tellingen vanaf K14 worden als relevant gezien omdat dit boorplatform in de relatieve nabijheid, op ca. 40-45 km afstand naar het noorden, van

windenergiegebied IJmuiden Ver ligt (zie figuur 1.1). Verwacht wordt dat waarnemingen vanaf bestaande windparken (OWEZ, PAWP of Luchterduinen) een minder goede indicatie geven over de verwachte soortensamenstelling in IJmuiden Ver omdat dit laatste windenergiegebied op 63 km uit de kust ligt, terwijl de bestaande windparken op 20-25 km vanaf de kust liggen. K14 ligt op 80 km uit de kust, waardoor de soortensamenstelling ook in dit gebied minder gedomineerd zal worden door kustgebonden vogelsoorten.

Wel kan een andere telmethode vanaf K14 ervoor zorgen dat precieze dichtheden verschillen van de MWTL-tellingen. Dichtheden vanaf K14 zijn namelijk bepaald op basis van panoramascans. Daarnaast duurde het onderzoek op K14 slechts twee jaar en waren de tellingen op een beperkter aantal dagen uitgevoerd over een beperkter gebied dan vliegtuig- of scheepstellingen. Daarnaast zijn de scans uitgevoerd vanaf een platform met aanwezigheid van mensen, wat voor vermijding van vogels kan hebben gezorgd. Deze factoren hebben mogelijk eraan bijgedragen dat de dichtheden gemeten vanaf K14 over het algemeen lager uitvallen dan die van MWTL-/ESAS-tellingen. Vanwege de vergelijkbare locaties kunnen met name de onderlinge verhoudingen tussen vogelsoorten en de temporele veranderingen van dichtheden echter goed met elkaar worden vergeleken.

Alle eerdergenoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Daarnaast vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Op basis van deze tellingen worden het voorkomen en de aantallen van (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) daarom onderschat. Met radaronderzoek is een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen.

5.1.2 Vleermuizen

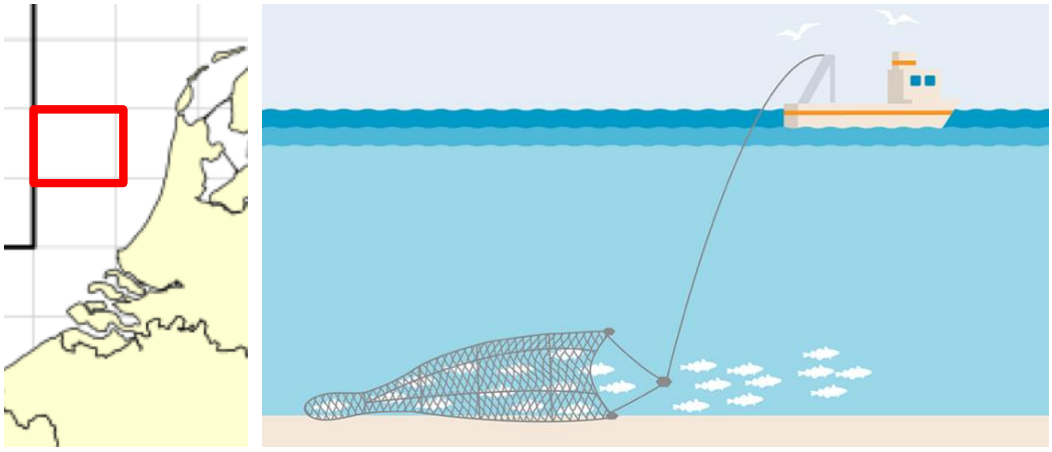
Het aantal jaarlijkse vleermuisslachtoffers in Nederlandse offshore windparken is niet bekend. Daarnaast is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen in offshore windparken. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte (100-1.000.000; Limpens *et al.* 2017). Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015). Het European Topic Centre on Biological Diversity (2021) geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt. Dit geldt tevens voor ruwe data tot en met voorjaar 2021.

5.1.3 Vissen

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Er zijn bij benthosbemonsteringen ook sporadisch viswaarnemingen geregistreerd (zie hoofdstuk 5.1.4). Momenteel is het NIOZ bezig met het in kaart brengen van de verspreiding van zandspiering in de Nederlandse Noordzee in

verschillende periodes. Dit is een veelvoorkomende en belangrijke prooivis voor roofvissen, zeezoogdieren en vogels. De eerste resultaten zullen naar verwachting in 2023 openbaar worden gemaakt.

Data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving zijn beschikbaar via de International Bottom Trawl Survey (IBTS), Sole Net Surveys (SNS) en Boomkor survey (BTS). Voor de huidige rapportage is data van de IBTS verkregen via het DATRAS-dataportaal van ICES. Data van drie jaren met een interval van vijf jaar is verkregen van vak 34F3 (oppervlakte 757 km^2), het vak waarin het plangebied ligt (figuur 5.2). Monitoring vond plaats tweemaal per jaar (Q1 en Q3) en de hoeveelheid vis is weergegeven in “Catch per unit of fishing effort”, oftewel het aantal gevangen individuen per soort per uur dat er gevist wordt. Er moet rekening gehouden worden met de grote verschillen in vangsten tussen de twee bemonsteringen per jaar en tussen de verschillende jaren, zowel in totaal aantal gevangen vissen als het aantal gevangen soorten. Opgemerkt dient verder te worden dat deze maatstaf niet gelijk staat aan de hoeveelheid voorkomende vis in het gebied, omdat ook de trefkans om een grote school vis te vangen van invloed is.



Figuur 5.2 *De locatie van vak 34F3 (links) en een illustratie van de visserijtechniek (rechts) (bron: MSC).*

Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven, gericht op de monitoring van benthos, ook visvangst geregistreerd. Belangrijk is om te vermelden dat deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor de voorliggende rapportage is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021 (voor locaties, zie § 5.1.4). De negen monsterpunten op de Bruine Bank liggen op 28 tot 77 kilometer afstand van het plangebied. Mede vanwege de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven. Data van deze bemonsteringcampagnes zijn openbaar beschikbaar via Aquadesk.

In 2016 en 2017 heeft Oceana twee bemonsteringen uitgevoerd op de Bruine Bank met een remotely operated vehicle (ROV) en een Van Veen happer, ondersteund door een multi-beam echosounder en side-scan sonar. Met de ROV zijn 13 transecten afgelegd en met de Van Veen happer zijn 63 monsters genomen, allen voornamelijk op het

Nederlandse deel van de Bruine Bank (García *et al. (*2019)). Naast benthos biedt dit ook waardevolle informatie over de visgemeenschap op de Bruine Bank, die naar verwachting vergelijkbaar is met de visgemeenschap in het beoogde plangebied.

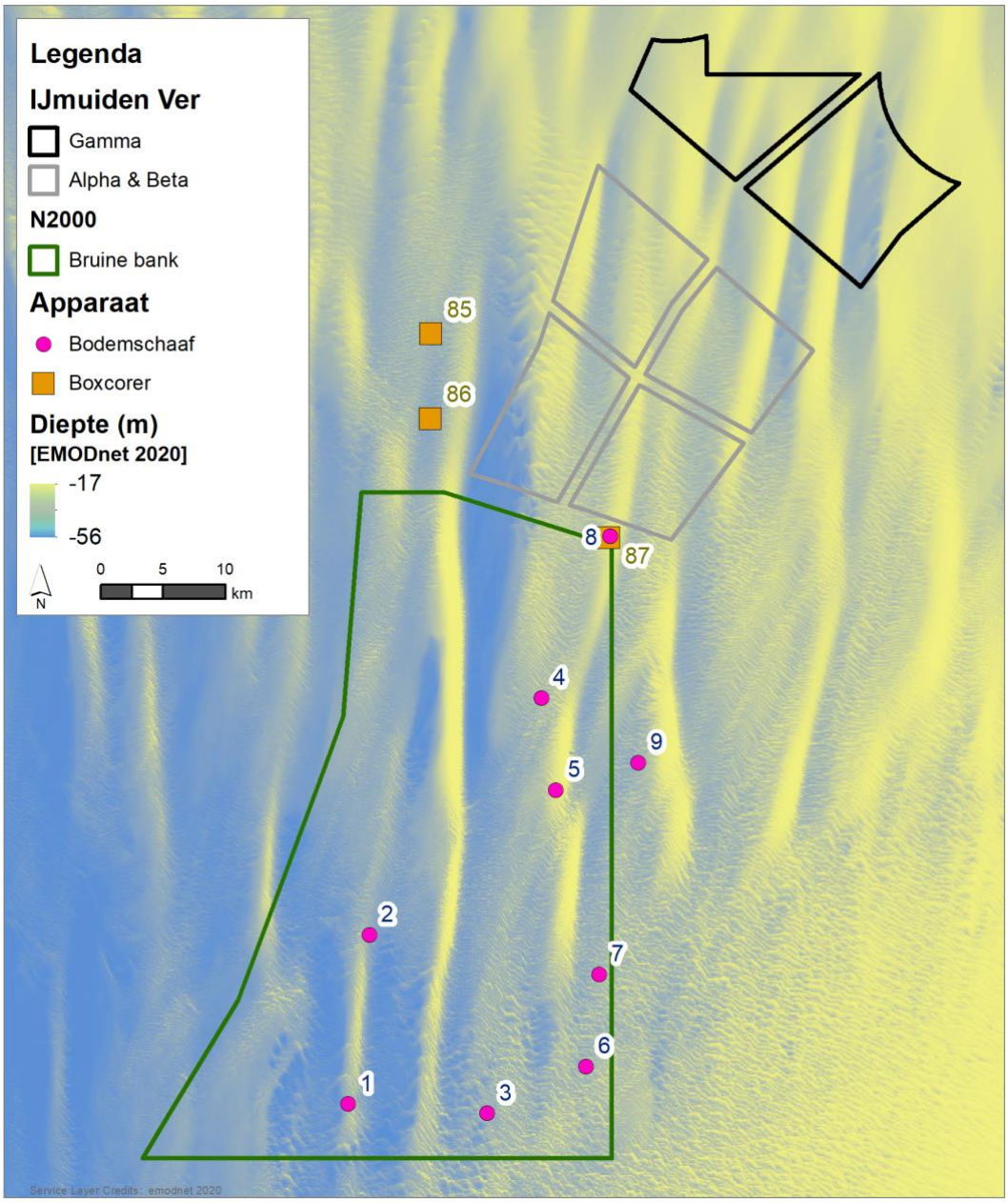
5.1.4 Benthos

Binnen het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. In opdracht van het RVO zijn in de zomer van 2022 in kavel Gamma 30 bodemmonsters genomen met een boxcore. Resultaten van dit onderzoek zullen medio 2023 openbaar worden gemaakt en kunnen naar aller waarschijnlijkheid niet meer meegenomen worden in voorliggende rapportage.

In de omgeving van het plangebied zijn over lange termijn ook boxcore bemonsteringen uitgevoerd. Deze benthosbemonsteringen in de Noordzee worden uitgevoerd in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma. Drie boxcore locaties (NRDZE_0085, 3.28751 52.89727; NRDZE_0086, 3.28696 52.83588; NRDZE_0087, 3.49863 52.74921) liggen op 25 tot 31 kilometer afstand van het plangebied. Hiervan is data beschikbaar van 1995 t/m 2018 (figuur 5.2). Deze data zijn verkregen via Aquadesk en zijn onder andere gebruikt om een beeld te schetsen van de aanwezige benthos in het plangebied.

In 2019 en 2021 is met een bodemschaaf het macrozoobenthos (> 5mm) van de Bruine Bank bemonsterd op negen locaties, ook in het kader van het MWTL-programma (figuur 5.3). Tijdens deze bemonstering zijn alleen individuen groter dan 5 mm geregistreerd. Op basis van habitatovereenkomsten is de benthosgemeenschap in het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die voorkomen op de Bruine Bank. Data zijn verkregen via Aquadesk.

Eerdergenoemde bemonsteringen uitgevoerd door Oceana in 2016 en 2017 verschaffen waardevolle informatie over de benthosgemeenschap van de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Resultaten van deze studie schetsen een beeld van de te verwachten benthosgemeenschap in het plangebied gezien de grote gelijkenis met de aanwezige habitat op de Bruine Bank.



Figuur 5.3 Ligging van de boxcore- en bodemschaafmonsterlocaties van het MWTL-bemonsteringsprogramma nabij windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: Waardenburg Ecology.

5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels

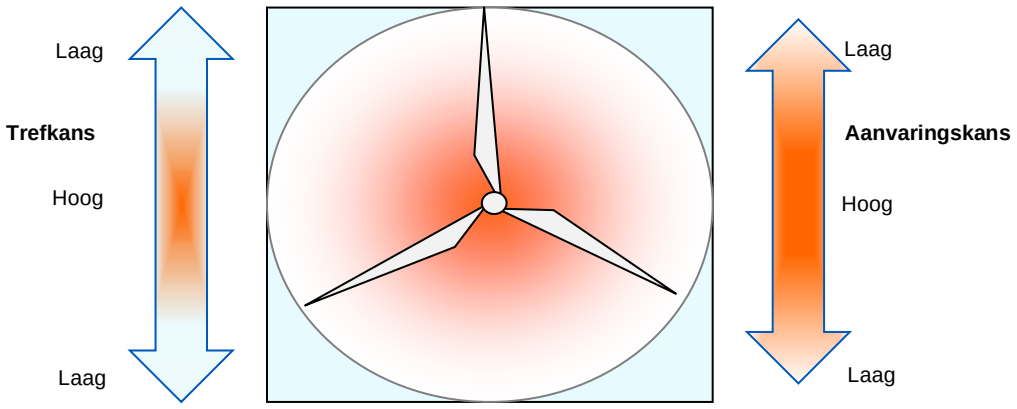
5.2.1 Aanvaringsslachtoffers

Zeevogels

In dit rapport is het *stochastische Collision Risk Model* (hierna: sCRM) gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels te berekenen. Het sCRM (Marine

Scotland 2018) is gebaseerd op het SOSS Band Model (Band 2012), maar in het sCRM kunnen inputparameters worden voorzien van een standaarddeviatie, waardoor de variabiliteit rondom de inputparameters kan worden gemodelleerd. Dit zorgt ervoor dat het model een range van slachtofferaantallen produceert, waarmee een gemiddelde en standaarddeviatie kunnen worden berekend. De uitkomsten in dit rapport zijn gebaseerd op 1.000 iteraties van het model. Dit zorgt ervoor dat de onzekerheid rondom de slachtofferaantallen inzichtelijk wordt.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het verticale middelpunt van de rotor (figuur 5.3). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Het andere alternatief is het Basic Band Model, waarbij gerekend wordt met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht. Hierbij moet vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 5.4. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Op basis van de MWTL- en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze dichtheden bevatten zowel vogels op het water als in vlucht en zijn daarom eerst gecorrigeerd voor de fractie van het totale tijdsbudget dat de vogel in vlucht is. Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data. Dat wil zeggen dat voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk soortspecifieke parameterwaardes conform KEC 1.0 zijn gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor de overige zeevogelsoorten zijn de parameterwaardes van de KEC 4.0-studie (de laatste actualisatie) gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). In tegenstelling tot KEC 4.0 is in het KEC 1.0 nog niet gebruikt gemaakt van de stochastische versie van het Band model. Daarom zijn in voorliggend rapport voor de bovengenoemde soorten geen standaarddeviaties voor de verschillende parameters gebruikt. Uitzonderingen hierop zijn de lengte en spanwijdte van iedere soort. Voor deze parameters is conform KEC 4.0 voor iedere soort het gemiddelde en de standaarddeviatie bepaald op basis van ranges gegeven in Snow & Perrins (1998), waarbij de aanname is dat het middelpunt van deze ranges het gemiddelde is en dat alle data valt binnen drie standaarddeviaties van het gemiddelde. In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort.

Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook in voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn (Collier *et al.* 2022). Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart (Soudijn *et al.* 2022a). Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment.

In het kader van de MER onderzoeken voor windenergiegebied IJmuiden Ver kavels Alpha en Beta zijn vervolgens voor deze twee soorten ook nieuwe slachtofferberekeningen uitgevoerd die afweken van de KEC 4.0 cumulatiestudie (Leemans *et al.* 2022). Zo is in deze berekeningen een ander windparkscenario aangehouden dan in het KEC 4.0, het zogenaamde juridisch noodzakelijk scenario: dit zijn windparken die op het moment van operationeel worden van IJmuiden Ver kavels Alpha en Beta al vergund zijn maar nog niet gebouwd, en andere operationele windparken waarvan de effecten nog niet zeker verdisconteerd zijn in de populatie. Ook zijn berekeningen uitgevoerd voor het inzichtelijk maken van de effecten van een eventuele tiplaagteverhoging. Verder zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de jan-van-gent op basis van nieuwe dichtheidskaarten (cf. Waggitt *et al.* 2020) en nieuwe uitwijkpercentages (cf. Leemans & Gyimesi 2022). Dit laatste betrof een verfijning van de gebruikte uitwijkpercentages. Dichterbij de kolonies (volgens een conservatieve aanname binnen de gemiddelde foerageerafstand van 120 km) wordt verwacht dat jan-van-genten een lagere vermijdingsreactie op windparken zullen vertonen dan op windparken die verder weg liggen om in de beperkte tijdsperiode van het broedseizoen in de energetische behoeften van henzelf en van hun kuikens te kunnen voorzien. Op basis van de conclusies van Leemans & Gyimesi (2022) is tijdens de broedperiode voor de windparken dichter bij de kolonies het voorzichtige vermijdingspercentage van 98,9% gebruikt (cf. Cook *et al*. 2018). Voor windparken verder

weg van kolonies en buiten de broedperiode is voor jan-van-gent een hoger vermijdingspercentage van 99,6% gebruikt (cf. Leemans & Gyimesi 2022).

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle windparkalternatieven van de windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is conform KEC 4.0 de aanname gedaan dat het windpark van maart tot en met augustus operationeel is voor 96,25% van de tijd en in de overige maanden 100% operationeel.

Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Trekvogels

Voor trekvogels is in dit rapport gewerkt met het Basic Band Model (Band *et al.* 2007), omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Zoals eerder genoemd is specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Berekeningen met het Band model kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, indien deze in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast.

Tabel 5.3 Parameters gebruikt in sCRM berekeningen. N.B.: voor drieteenmeeuw zijn twee verschillende waarden van vliegsnelheid gebruikt voor het berekenen van respectievelijk de flux en het aanvaringsrisico.

soort	lengte (m)		spanwijdte (m)		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht
	gem.	sd	gem.	sd	gem.	sd			
aalscholver	0,90	0,033	1,45	0,050	15,2	0	0	99,0	0,4
alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0	0	0	99,5	0,2
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,7 / 6,2	3,16 / 3,40	0,50	99,2	0,7
duikers	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0	0	0	99,0	0,5
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5	0,10	0,25	99,5	0,6
dwergstern	0,23	0,003	0,52	0,012	10,6	0	0	99,0	1,0
eider	0,61	0,035	0,94	0,047	17,9	0	0,50	99,0	0,4
fuut	0,49	0,008	0,88	0,008	13,2	0	0,25	99,0	0,6
grauwe pijlstormvogel	0,46	0,018	1,02	0,025	11,2	0	0,50	99,9	0,6
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9	3,80	0	99,5	0,8
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7	1,20	0,50	99,5	0,3
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3	3,40	0,05	99,0	1,0
grote zee-eend	0,55	0,012	0,95	0,015	20,1	0	0,50	99,0	0,4
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9	2,60	0,08	98,9	0,8
kleine alk	0,18	0,003	0,44	0,013	20,0	0	0	99,5	0,2
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8	2,20	0,00	99,5	1,0
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,4	3,92	0,43	99,8	0,4
kokmeeuw	0,36	0,005	1,05	0,017	11,9	0	0,25	99,5	0,2
kuifaalscholver	0,73	0,025	0,98	0,025	13,2	0	0	99,0	0,4
noordse pijlstormvogel	0,34	0,008	0,82	0,020	11,2	0	0,50	99,9	0,6
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0	0	0,75	99,9	0,4
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6	0	0	99,0	0,2
stormmeeuw	0,41	0,003	1,20	0,033	13,4	0	0,50	99,5	0,4
stormvogeltje	0,16	0,007	0,38	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
vaal stormvogeltje	0,21	0,005	0,47	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2	3,10	0	99,0	1,0
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1	0	0,25	99,5	0,2
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,3	3,91	0,01	99,5	0,3
zwarte zee-eend	0,49	0,017	0,85	0,018	22,1	0	0,50	99,0	0,4

Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van aanvaringsslachtoffers onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden zijn voor de relevante soorten de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) bij elkaar opgeteld. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces. Voor iedere relevante soort is dit aantal vervolgens verdeeld over alle vogels (daarmee ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen.

5.2.2 Habitatverlies

Zeevogels

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat grove aannames worden gebruikt door gebrek aan data bij het onderwerp habitatverlies. Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. Als *worst case*-aanname hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Ook de JNCC (adviesorgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als *worst case* een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden[1]. Met die aanname kan vervolgens, conform de systematiek in het MER Ten Noorden van Waddeneilanden, de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingspercentages. Dit laatste wordt gedaan om rekening te houden met het feit dat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden. Door het toepassen van de macro-uitwijkpercentages wordt ervoor gecorrigeerd dat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringsslachtoffer kunnen worden, maar daarmee kan het gebied als verloren voor die vogels beschouwd worden, oftewel treedt er habitatverlies op.

[1] "Given the very great uncertainty concerning realistic levels of mortality of displaced birds, JNCC have previously advised, for certain specific project applications, that a 10% adult mortality rate could be used for some key species (e.g. guillemot, razorbill, kittiwake, gannet and Manx shearwater), while some developers argue that those values are overly precautionary."

Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal zodoende geen sprake zijn. Effecten van habitatverlies zijn daarom op voorhand uit te sluiten omdat de zee geen habitat van deze trekvogels vormt.

Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van habitatverlies onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden is voor de relevante soorten de gemiddelde dichtheid in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) genomen en vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie ook §5.2.1). Vervolgens is wederom voor iedere relevante soort dit aantal verdeeld over alle vogels (daarmee ook over vogels uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver Gamma, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver Gamma gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver Gamma liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma terecht kunnen komen. De gecorrigeerde en gewogen dichtheden in het broedseizoen zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlakte van de kavels, het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10% om het aantal slachtoffers door habitatverlies onder kolonievogels te verkrijgen.

5.2.3 Barrièrewerking

Voor het inschatten van de mate waarin barrièrewerking een probleem voor vogels vormt is gebruik gemaakt van literatuur. Op grond hiervan en van informatie over de dimensies van de geplande windturbineopstellingen is ingeschat of vogels de windturbineopstellingen zullen kruisen of omvliegen. Een meer gedetailleerde kwantificering van barrièrewerking is, met name bij grote windturbines met ook grotere tussenafstanden, niet mogelijk omdat er nog onvoldoende onderzoek over beschikbaar is.

5.2.4 Toetsingscriteria

In het kader van de Wnb (Hoofdstuk 3) moet beoordeeld worden of de realisatie van IJmuiden Ver op zichzelf of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving (significant) negatieve effecten kan hebben op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of op de Staat van Instandhouding (SvI) van populaties van beschermde soorten.

De toetsing vindt plaats op twee schalen:

1. effecten van IJmuiden Ver op omliggende kolonies in Natura 2000-gebieden

2. cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op de schaal van de gehele zuidelijke en centrale Noordzee

Het verschil in schaal zorgt ervoor dat deze effecten via verschillende criteria worden getoetst.

1% ORNIS-criterium voor toetsing van effecten van IJmuiden Ver op kolonie-niveau
Voor de toetsing op kolonie-niveau wordt tot dusver gebruik gemaakt van het 1% ORNIS-criterium. Volgens dit criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant worden beschouwd. Het Hof van Justitie gebruikt dit criterium als maatstaf om te beoordelen of sprake kan zijn van significantie (o.a. zaak C 79/03 (Commissie/Spanje)).

Belangrijk hierbij is te realiseren dat, op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, deze methode ook vanuit het juridische perspectief dient te worden gebruikt.

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het ORNIS-criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden. Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. Wanneer de voorspelde sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op het behalen van de IHD's in Natura 2000-gebieden of op de SvI van de betrokken populaties met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is tevens rekening gehouden met de huidige SvI van deze populaties.

Als de additionele sterfte de 1%-mortaliteitsnorm (1% van de jaarlijkse sterfte) overschrijdt, kan er eventueel sprake zijn van een significant effect en zal in meer detail moeten worden gekeken naar mogelijke populatie-effecten. Zo kan een populatie van een Natura 2000-gebied waar de additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomt ver boven de instandhoudingsdoelstelling zitten, zodat de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen antwoord geven wat de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie zijn. De 1%-mortaliteitsnorm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Populatiemodellen en ALIs voor toetsing van cumulatieve effecten van alle geplande windparken op schaal van de Noordzee
De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het huidige scenario (zonder de geschatte extra sterfte), als voor het scenario waarin

de cumulatieve sterfte als gevolg van geplande windparken (inclusief IJmuiden Ver) is meegenomen.

Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen KEC-populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken ('zonder impact'). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022a). Deze soortspecifieke drempelwaarden ('levels') zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de International Union for Conservation of Nature (IUCN)-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022b).

5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen

5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringsslachtoffers

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij windparken op zee. Het is ook vrijwel onmogelijk om naar slachtoffers te zoeken op zee. Karkassen kunnen zinken of worden verplaatst door stroming. Op land wordt aan een methode gewerkt om met behulp van warmtebeeldcamera's het aantal aanvaringsslachtoffers te bepalen (Lagerveld *et al*. 2017a). Met name het MUSE-systeem van DHI lijkt veelbelovend maar is nog niet voldoende gevalideerd om effectief op zee toe

te passen. WT-bird kan door middel van sensoren die trillingen in de bladen registreren het aantal aanvaringen registreren maar ook dit systeem is nog niet voldoende doorontwikkeld om specifiek voor vleermuizen ingezet te worden.

In Duitsland is het programma ProBat ontwikkeld waarmee op basis van de akoestische activiteit van vleermuizen (dat vanuit de nacelle is gemeten) het aantal slachtoffers berekend kan worden. Het programma is gebaseerd op onderzoek in meer dan 100 Duitse windparken, waar zowel de vleermuisactiviteit als het aantal slachtoffers is bepaald. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen en hebben vooral betrekking op soorten (rosse vleermuis en gewone dwergvleermuis) die op zee relatief weinig voorkomen (Voigt *et al.* 2022). In theorie zou hiermee ook het aantal vleermuisslachtoffers in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Op grond van twee redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het ProBat model echter niet verantwoord geacht:

1. Het ProBat model is gebaseerd op onshore metingen vanuit relatief kleine windturbines en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor windturbines op zee. Vanuit de nacelle van moderne offshore windturbines kunnen vleermuizen die zich in het onderste rotorbereik bevinden niet gedetecteerd worden. Er bestaat daarnaast de mogelijkheid dat dieren op trek of boven zee afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren boven land (bijvoorbeeld hogere vlieghoogte om optimaal te profiteren van rugwind). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de nacelle, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor windparken op zee. Volgens de huidige kennis is er geen duidelijk effect van de windturbinegrootte op het aantal slachtoffers. De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, wat de kans op slachtoffers vergroot. Grotere turbines hebben daarentegen een lagere draaisnelheid, wat de kans op slachtoffers verkleint. Er zijn zodoende verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor kunnen we geen eenduidig effect van ashoogte op het aantal slachtoffers concluderen (Barclay *et al.* 2007, Rydell *et al.* 2010a, Niermann *et al.* 2011).

2. Metingen in windparken op de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het ProBat-model vereist metingen vanuit de gondel/nacelle van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft op land geen of slechts een zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het ProBat model. De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op zee in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid echter dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin zal het aantal slachtoffers op zee lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig terwijl onshore in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen vallen (§ 3.2).
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange-afstandtrekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen juist alleen lange-afstandtrekkers voor.
- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuisslachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij windparken op zee beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode (Lagerveld *et al.* 2023).

Leopold *et al.* (2015) hebben voor de KEC 1.0 studie een schatting gedaan van het aantal vleermuisslachtoffers in offshore windparken. In hun studie zijn ze uitgegaan van de best beschikbare schattingen van het aantal vleermuisslachtoffers per turbine per jaar in onshore windparken in een open en vlakke omgeving, waar een hoog aandeel van de vleermuispopulatie bestond uit migrerende exemplaren. Op land vallen de minste slachtoffers onder vleermuizen in windparken die gesitueerd zijn in dergelijke grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. In windparken in deze gebieden varieert het gemiddelde aantal slachtoffers rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a, Limpens *et al.* 2013). Dergelijke open en vlakke gebieden zijn landschappelijk voor vleermuizen vergelijkbaar met de situatie offshore. Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: gezien de overeenkomst van het open, vlakke habitat offshore met het open, vlakke habitat in landbouwgebieden ligt het aantal slachtoffers ook ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. In aanmerking nemend dat vleermuizen op zee minder voorkomen dan op landlocaties hebben Leopold *et al.* (2015) geschat dat in offshore windparken in de Noordzee maximaal 1 slachtoffer per turbine per jaar zullen vallen. Uitgaande van bovenstaande bevindingen, hanteren we ook in voorliggend rapport een *worst case-scenario* van 1 slachtoffer per turbine per jaar.

5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen

Ook voor vleermuizen wordt de 1% mortaliteitsnorm gehanteerd, zoals staat beschreven in paragraaf 5.2.4.

5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige visgemeenschap worden bepaald aan de hand van een combinatie van literatuur over de ecologische effecten van offshore windparken (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens over lokaal aanwezige soort(groep)en (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor vissen en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke vissoorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om de kabeljauw, Europese aal en haaien en roggen. Deze soorten komen (mogelijk) voor in het plangebied en zijn opgenomen in OSPAR en de KRM (zie hoofdstuk 2.4 en 2.5).

5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos

Ook de effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige benthosgemeenschap worden gebaseerd op een combinatie van literatuur (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor benthos en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke soorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten en/of habitats conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om *Sabellaria*-banken. Deze soort komt mogelijk voor in het plangebied en is opgenomen in OSPAR en de KRM (zie hoofdstuk 2.4 en 2.5).

5.6 Effectbeoordeling

Indien mogelijk (bijvoorbeeld voor de effecten van aanvaringen voor vogels en vleermuizen) worden de effectbeoordelingen kwantitatief uitgevoerd. Bij sommige effecten en bij bepaalde soortengroepen is een dergelijke beoordeling niet mogelijk. In deze gevallen, en in alle gevallen om de verschillende alternatieven in één overzicht te kunnen vergelijken, worden kwalitatieve beoordelingen gehanteerd, op basis van een + / - score. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 5.2 gehanteerd.

Tabel 5.2 Scoringstabel voor kwalitatieve beoordeling effecten.

Score	effect	gevolgen
++	sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden
+	positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
0	neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of effecten op doelen van beschermde gebieden.
-	negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn mogelijk.
--	sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

In de voorkomende gevallen dat de effecten marginaal zijn, wordt dit aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).



DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied

6.1 Vogels

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende 'vogelgroepen' (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met **'niet-broedvogels'** worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, maar **broedvogels** uit Natura 2000-gebieden in Friesland, Noord-Holland en Zuid-Holland en eventueel Engeland kunnen het plangebied tijdens hun foerageertochten bereiken. Dit geldt uiteraard ook voor broedvogels uit kolonies dichtbij of aan de kust maar die gelegen zijn buiten Natura 2000-gebieden. Onder de **'trekvogels'** in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan zodoende voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) groepen voorkomt.

6.1.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is die in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaarstrek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. Ijsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen.

De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaarstrek kan deze verspreiding iets ruimer zijn (Leopold *et al.* 2004). Dit wordt bevestigd door tellingen vanaf K14, waar duikers in zeer lage dichtheden werden waargenomen in voorjaar en najaar (met name in maart en november, Fijn *et al.* 2012). Bovendien wordt aangenomen dat duikers windparkgebieden in het algemeen vermijden (Welcker & Nehls 2016, Skov *et al*. 2017,

Garthe *et al.* 2023). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen duikers in windenergiegebied IJmuiden Ver niet of in zeer lage dichtheden voor (tabel 6.1).

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, maar voor de overige soorten ligt dit percentage veel lager (Leopold *et al.* 2013a, Poot *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Om deze redenen zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone. Ook op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen futen in windenergiegebied van IJmuiden Ver niet voor.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar vooral in de noordelijke helft. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden, zijn omvangrijke invasies geweest in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen op iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht vliegen. Tellingen vanaf K14 tonen een lage dichtheid aan, met een piek in het najaar, van 0,01 vogels/km^2 (Fijn *et al.* 2012). MWTL-/ESAS-dichtheden laten de hoogste waarden zien in de periode december/januari, namelijk 0,67 vogels/km^2 in kavel Gamma.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties valt van geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Ook de overige soorten stormvogels en stormvogeltjes komen in Nederlandse wateren alleen voor in zeer lage dichtheden, of alleen als dwaalgast. Al deze soorten komen volgens de MWTL-/ESAS-tellingen dan ook niet voor in windenergiegebied IJmuiden Ver. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar deze soorten niet zijn gezien binnen 3 km van het platform (Fijn *et al.* 2012).

Jan-van-gent

Met name in het voor- en najaar trekken grote aantallen jan-van-genten door de Nederlandse Noordzee via het Kanaal naar het zuiden. Maar ook in de winter verblijven er vele jan-van-genten in de Nederlandse Noordzee. Het is een vogel van de open zee die regelmatig in het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig is. Tellingen in en nabij bestaande windparken laten zien dat jan-van-genten windparkgebieden zeer waarschijnlijk vermijden (Leopold *et al.* 2013b, Welcker & Nehls 2016, Skov *et al.* 2017), hoewel het wellicht mogelijk is dat jan-van-genten wennen aan de aanwezigheid van een windpark (Furness 2016). Maandelijkse dichtheden van jan-van-genten op basis van MWTL-/ESAS-tellingen waren maximaal 0,14 vogels/km^2 voor kavel Gamma.

Aalscholvers

De aalscholver vestigt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Op zee maken ze het gehele jaar door gebruik van structuren op zee om hun veren te drogen tijdens hun foerageertochten, zoals (gas)platforms en windparken zoals Luchterduinen, PAWP en OWEZ (Heinänen & Skov 2018). Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze veel minder waargenomen (Poot *et al.* 2011). Ook gebaseerd op MWTL-/ESAS-tellingen komen aalscholvers momenteel in kavel Gamma niet voor. Ondanks dat de bestaande windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik zijn genomen, is het niet vanzelfsprekend dat een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver ook gekoloniseerd wordt, vanwege de grotere afstand tot de kust.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland, maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan potentieel gebruik van platforms op zee. Op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen echter in windenergiegebied IJmuiden Ver geen kuifaalscholvers voor.

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en andere eendensoorten overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eend en eider overwinteren met een ordegrootte van honderdduizend vogels op het NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor soorten als brilduiker, middelste zaagbek en ijseend. Zij zijn nog sterker gebonden aan ondiep kustwater en zullen ook in de trektijd uitsluitend als dwaalgast in het windenergiegebied voorkomen. Tijdens vliegtuigtellingen in 2010/11 zijn verder dan 10 km uit de kust slechts enkele keren kleine groepen zwarte zee-eenden waargenomen (Poot *et al.* 2011). Ook volgens de MWTL-tellingen komen in kavel Gamma geen grote zee-eenden, zwarte zee-eenden of eiders voor.

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook Ijslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede “trekroute” die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun verspreidings-patroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels kunnen op hun route te maken krijgen met een eventueel windpark in het plangebied. De huidig beschikbare MWTL-tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien. Uitsluitend in augustus/september zijn minstens 0,01 grote jagers/km^2 waargenomen (tabel 6.1). Volgens de MWTL/ESAS tellingen komen geen andere soorten jagers voor, hetgeen

redelijk overeenkomt met tellingen vanaf K14, waar alleen zeer lage aantallen kleine en middelste jager gezien zijn (Fijn *et al.* 2012).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ook op zee komen ze altijd en overal voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver op zee foerageren, vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze bewegingen naar één vaste rustplaats. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele meeuwen.

Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, zodoende echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt in het winterhalfjaar maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone.

In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 0,3; 0,2 en 0,2 vogels/km^2 in kavel Gamma van IJmuiden Ver (tabel 6.1). Vanwege het verbod op visserij in windparken op zee kan de dichtheid aan meeuwen binnen windparken lager uitvallen dan in gebieden eromheen (Leopold *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de meest voorkomende meeuwen in het studiegebied met een geïnterpoleerde dichtheid van gemiddeld 0,7 vogels/km^2 voor kavel Gamma op basis van de MWTL-tellingen. Vooral tijdens de trek en in de winter komen aanzienlijke aantallen voor (tabel 6.1). Vanaf K14 zijn de hoogste aantallen drieteenmeeuwen in het najaar gezien, met een dichtheid van 0,2 vogels/km^2 (Fijn *et al.* 2012).

Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland maar volgens de MWTL-/ESAS-tellingen zijn de aantallen verwaarloosbaar klein in kavel Gamma van IJmuiden Ver. Hetzelfde geldt voor stormmeeuwen. Deze soort komt in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter), maar het plangebied ligt buiten de range van stormmmeeuwen.

Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. In het plangebied komen dichtheden van 0,2 vogels/km^2 voor. Vanaf K14 zijn dwergmeeuwen ook alleen in de trekperiode, maar in zeer lage aantallen, waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust. Grote sterns komen volgens de MWTL-tellingen met name gedurende de trek met een maximale dichtheid van 0,15 vogels/km^2 in kavel Gamma voor. Als jaargemiddelde geldt een dichtheid van 0,05 vogels/km^2. Deze grote sterns zijn niet afkomstig uit Nederland maar uit een groot deel van de Noordwest-Europese metapopulatie. Grote sterns werden vanaf K14 in zeer lage aantallen waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, Ijsland en Scandinavië, en tevens zwarte sterns uit Oost-Europa, trekken ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of na het broedseizoen hier enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen zwarte sterns en dwergsterns in het windenergiegebied van IJmuiden Ver niet voor. Ook tijdens tellingen vanaf K14 zijn beide soorten niet waargenomen (Fijn *et al.* 2012). Volgens de MWTL-/ESAS-tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern 0,2 vogels/km^2 in kavel Gamma van IJmuiden Ver (tabel 6.1). Vanaf K14 werden visdief en noordse stern met name in het voorjaar gezien, maar in zeer lage aantallen (Fijn *et al.* 2012).

Tabel 6.1 Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel Gamma van IJmuiden Ver. Tweemaandelijkse dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-/ESAS-tellingen conform Potiek et al. (2022b).

soort	aug/sep	okt/nov	dec/jan	feb/maa	apr/mei	jun/jul
duiker *spec.*	0,00	0,00	0,01	0,03	0,02	0,00
noordse stormvogel	0,16	0,30	0,67	0,16	0,27	0,15
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote jager	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
aalscholver	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	0,14	0,10	0,07	0,07	0,10	0,12
dwergmeeuw	0,13	0,03	0,02	0,03	1,16	0,00
kleine mantelmeeuw	0,50	0,16	0,00	0,15	0,47	0,67
zilvermeeuw	0,06	0,17	0,32	0,13	0,02	0,21
grote mantelmeeuw	0,11	0,42	0,21	0,15	0,04	0,03
drieteenmeeuw	0,27	0,79	1,35	0,77	0,79	0,36
grote stern	0,15	0,00	0,00	0,00	0,14	0,02
visdief/noordse stern	0,15	0,00	0,00	0,00	0,84	0,01
zeekoet	0,92	3,06	3,99	2,60	3,18	0,15
alk	0,00	0,78	1,32	2,00	0,08	0,00
papegaaiduiker	0,00	0,01	0,02	0,05	0,00	0,00

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen regulier op zee op het NCP voor. Alk en zeekoet kunnen in de Zuidelijke Bocht in internationaal belangrijke aantallen overwinteren (1 tot 2% van de populaties). Vooral aan het eind van de winter kunnen de aantallen in de Zuidelijke Bocht sterk oplopen. Papegaaiduiker en kleine alk verkiezen meestal helderder water verder

noordwestelijk op het NCP en komen in de Zuidelijke Bocht alleen tijdens invasies in vrij grote aantallen voor (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken respectievelijk 2,3 en 0,7 vogels/km^2 in kavel Gamma van IJmuiden Ver. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van papegaaiduikers 0,01 vogels/km^2 in deze kavel (tabel 6.1). Vergelijkbaar met tellingen vanaf K14 zijn papegaaiduikers voornamelijk aan het begin van het jaar (februari) gezien (Fijn *et al.* 2012). Kleine alken komen op basis van MWTL-/ESAS-tellingen niet in kavel Gamma voor. Ook dit is vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, waar zeer lage aantallen kleine alken werden gezien (Fijn *et al.* 2012).

6.1.2 Broedende (kolonie)vogels

Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zouden in potentie kunnen optreden voor broedende kolonievogels uit Natura 2000-gebieden. In deze paragraaf wordt per soort gekeken of broedende vogels vanuit Natura 2000-gebieden, met een instandhoudingsdoelstelling voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied zullen bereiken. Dit wordt meestal gedaan op basis van foerageerranges die zijn verkregen vanuit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019), zodat de foerageerranges altijd op meerdere bronnen zijn gebaseerd. In deze paragraaf wordt dit voor de meeste soorten inzichtelijk gemaakt met een kaart met foerageerranges rondom het windenergiegebied, behalve voor soorten die op basis van hun foerageerranges het gebied niet zullen bereiken vanuit hun kolonies of waarvan het grootste deel van de exemplaren van de soort standaard beneden de laagste tiplaagte vliegt.

Tabel 6.2 *Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange (in kilometers) van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Woodward et al. (2019). Voor stormmeeuw wordt ook gerefereerd aan Thaxter et al. (2012a).*

soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	120	315	709
aalscholver	7	26	35
noordse stormvogel	135	542	2736
drieteenmeeuw	55	156	770
kokmeeuw*	7	19	19
stormmeeuw*^	25°	50	50
kleine mantelmeeuw	43	127	533
zilvermeeuw^	15	59	92
grote mantelmeeuw*	17	73	73
dwergstern	3.5	5	5
noordse stern	6	26	46
visdief	6	18	30
grote stern	9	34	80
zeekoet	33	73	338
alk	61	89	313

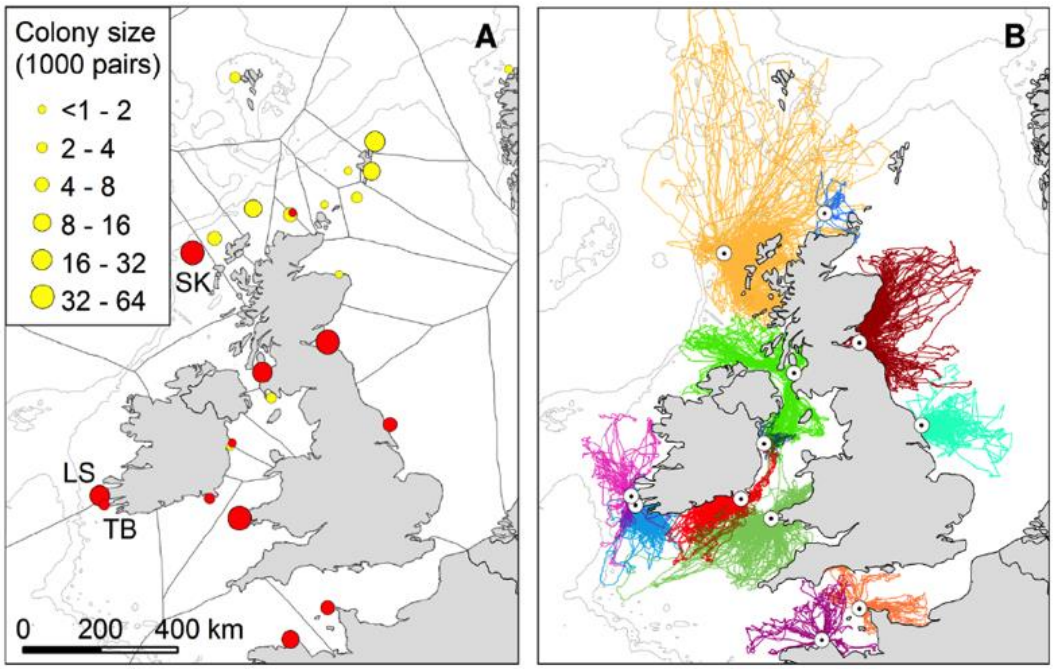
* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

^ Vogels uit Nederlandse kolonies hebben veel meer kustgebonden verspreiding

° Woodward *et al.* (2019) vermelden geen waarde voor deze soort, Thaxter *et al.* (2012a) rapporteren 25 km

Jan-van-gent

De dichtstbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic – Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Ze kunnen lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a, 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrische-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 6.1).



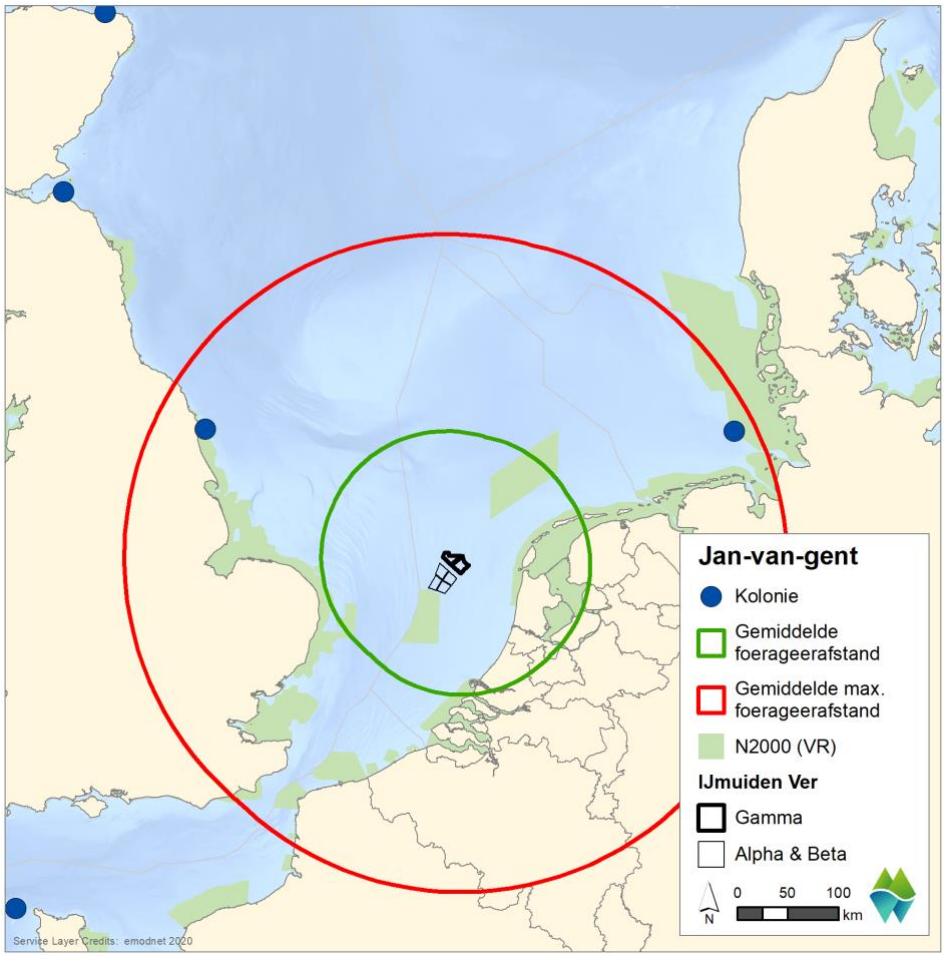
Figuur 6.1 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt ongeveer op 300 km afstand van de meest zuidelijke kolonie in Engeland. Let op dat de kolonie op Helgoland (Duitsland) niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield et al. (2013).

In enkele studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS-loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichter bij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS-loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange 63,6 ± 8,9 km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston *et al*. 2013). Een gemiddelde van alle studies waarbij foerageerranges van jan-van-genten zijn berekend leverde een gemiddelde foerageerafstand van 120 km op en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 315 km (Woodward *et al.* 2019).

Op basis van deze foerageerranges zouden jan-van-genten uit de Engelse kolonie van Bempton Cliffs in het SPA (Special Protection Area; voormalig Natura 2000-gebied) Flamborough and Filey Coast het windenergiegebied kunnen bereiken (figuur 6.2). Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit deze kolonie bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al*. 2013).

Volgens de foerageerranges zou kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver ook binnen het bereik liggen voor vogels vanuit de kolonie op het Duitse eiland Helgoland (figuur 6.2). De kavel is echter aan de rand van de foerageerrange van de soort en tochten met een lengte van de gemiddeld maximale foerageerafstand zijn incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. De kolonie op Helgoland is daarnaast relatief klein (1.298 paar in 2020, J. Dierschke, pers. comm.), waardoor geen grote foerageerafstanden worden verwacht voor deze vogels en tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering zullen vormen. Ook valt op basis van GPS-logger onderzoek te concluderen dat foerageervluchten van broedvogels vanuit deze kolonie voornamelijk in noordelijke richting gaan (Garthe *et al.* 2017) en jan-van-genten lijken heel consistent te zijn in hun gebruik van foerageergebieden (Beal *et al*. 2023). Het voorkomen van vogels vanuit deze kolonie in Nederland is al onwaarschijnlijk en dat deze vogels in windenergiegebied IJmuiden Ver foerageren kan uitgesloten worden.

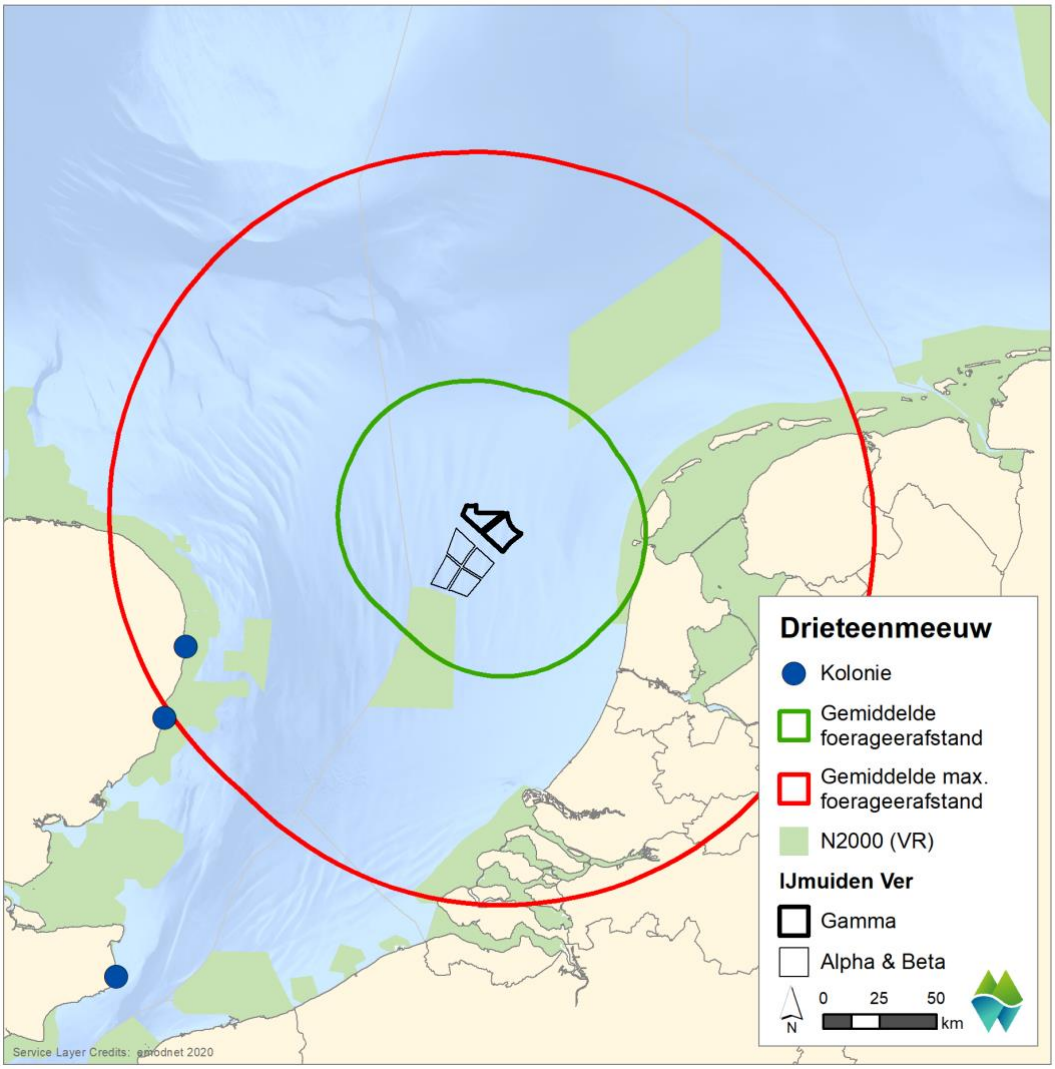
Hierdoor kunnen foerageertochten van individuen vanuit Natura 2000-gebieden als incidenteel beschouwd worden en zal de jan-van-gent als broedvogel **niet** worden behandeld in voorliggend rapport.



Figuur 6.2 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van jan-van-gent (120 en 315 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma.*

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, maar de grootste afstanden worden voor deze soort gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Robertson *et al.* 2014, Ponchon *et al.* 2017). Op basis van een gemiddelde foerageerrange van 55 km en een gemiddelde maximale foerageerrange van 156 km liggen enkel een aantal kolonies aan de Engelse kust dichtbij genoeg om het windpark te bereiken (Woodward *et al.* 2019, zie figuur 6.3). Echter bevinden deze kolonies zich niet in Natura 2000-gebieden en hebben geen beschermde status onder het regime van gebiedsbescherming. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

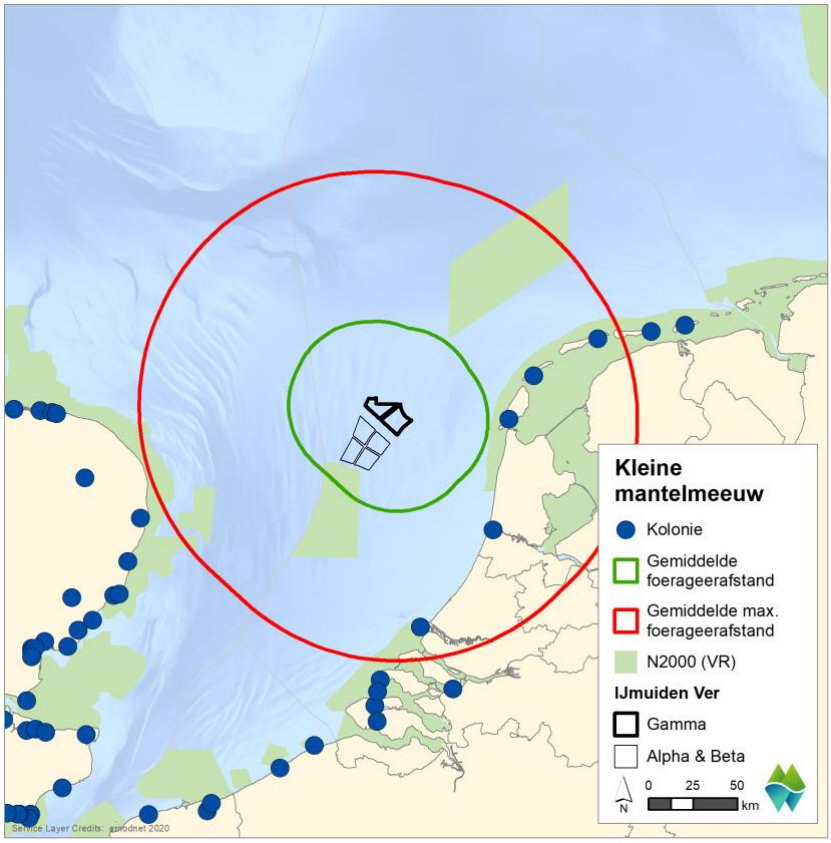


Figuur 6.3 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van drieteenmeeuw (55 en 156 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma.*

Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a, 2012b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat individuen vanuit die kolonie een *gemiddelde foerageerafstand* van 80 km buiten de kolonie heeft. Bij een ander onderzoek in een kolonie in het Natura 2000-gebied Krammer-Volkerak was 95% van de foerageertochten echter korter dan 25 km. Door een review van meerdere onderzoeken is uiteindelijk een gemiddelde en gemiddelde maximale foerageerafstand van 43 en 127 km respectievelijk bepaald (Woodward *et al.* 2019).

Op basis hiervan ligt het windenergiegebied binnen het bereik van meerdere kolonies (figuur 6.4). Tochten met een lengte van de maximale foerageerafstand zijn waarschijnlijk incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. Daarnaast zal een deel van de vogels die het windenergiegebied bereiken uit andere gebieden komen (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) die niet als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen. Echter kunnen kleine mantelmeeuwen uit kolonies van de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Duinen en Lage Land Texel en Duinen Vlieland het windenergiegebied bereiken. Daardoor zullen aanvaringsslachtoffers uit deze drie gebieden worden meegenomen in voorliggend rapport.

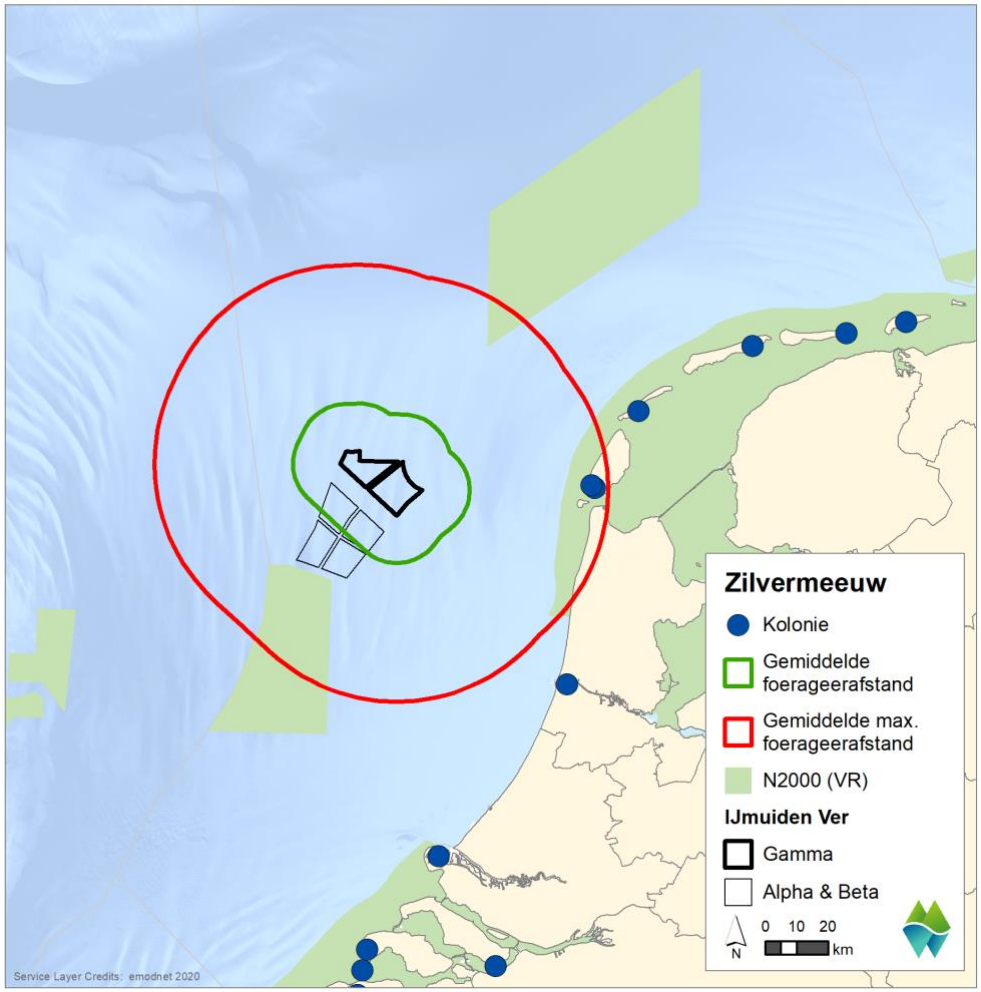


Figuur 6.4 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (43 en 127 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma.*

Zilvermeeuw

Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (van der Hut *et al.* 2007). Uit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) is een gemiddelde range van 15 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 59 km. In 2013 is voor het eerst gestart om zilvermeeuwen uit te rusten met GPS-loggers. Mede hieruit bleek dat de soort een kustgebonden verspreiding heeft tijdens het broedseizoen en daarnaast voornamelijk in het binnenland foerageert (Camphuysen *et al.* 2008, Gyimesi *et al.* 2016). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren. In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden, echter wel iets verder op zee.

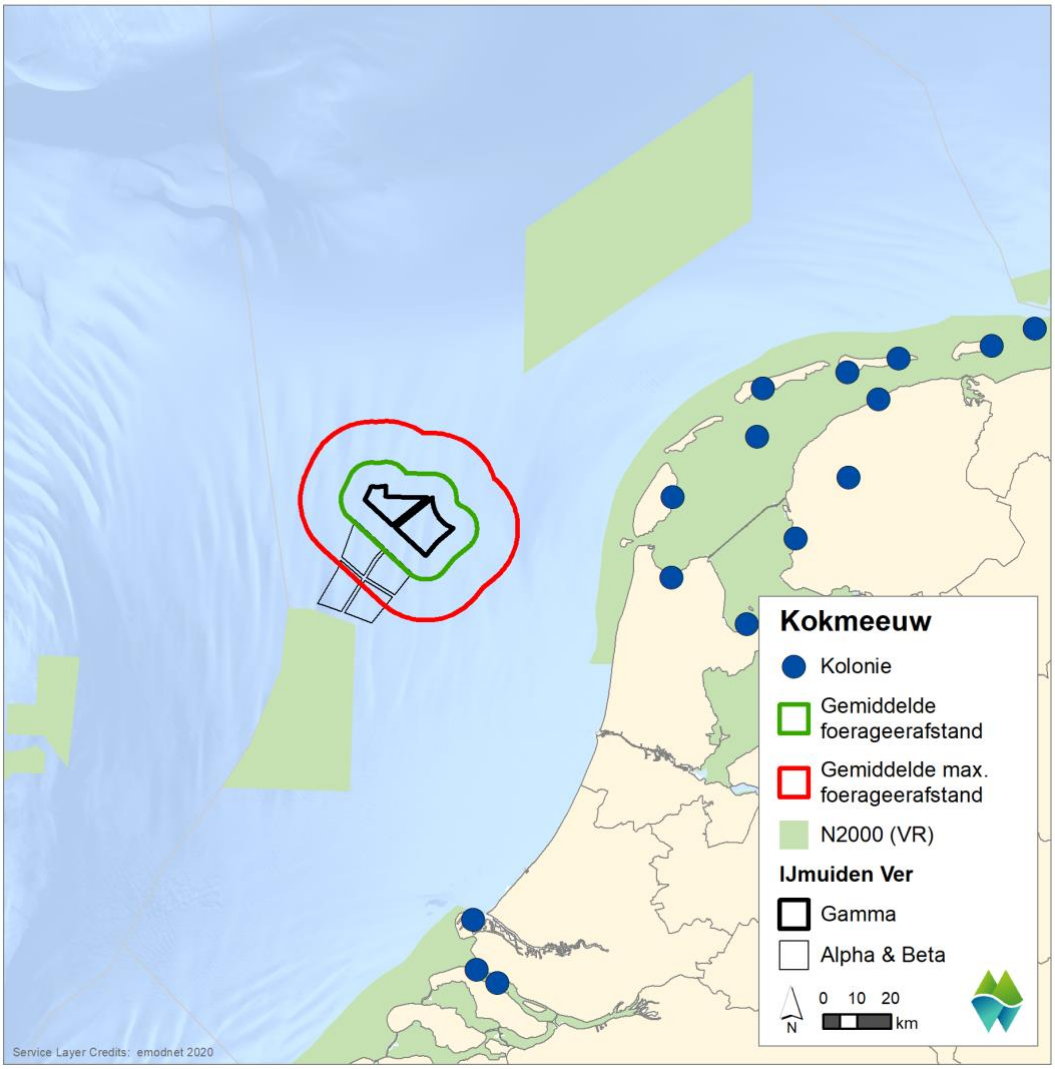
Het windenergiegebied ligt op basis van foerageerranges te ver van zilvermeeuw kolonies om foeragerende zilvermeeuwen gedurende het broedseizoen te verwachten (figuur 6.5). Tijdens MWTL/ESAS tellingen zijn ook nauwelijks zilvermeeuwen tijdens het broedseizoen gezien binnen het plangebied. Aanvaringsslachtoffers van zilvermeeuwen uit kolonies kunnen daarom als incidenteel beschouwd worden en de soort wordt daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.5 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (15 en 59 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.*

Kokmeeuw

Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (van der Hut *et al.* 2007), echter de range op zee is beperkt. Op basis van literatuuronderzoek werd een gemiddelde foerageerafstand van 7 km en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 18.5 km vastgesteld (figuur 6.6). Tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn ook geen kokmeeuwen waargenomen in Kavel Gamma IJmuiden Ver. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

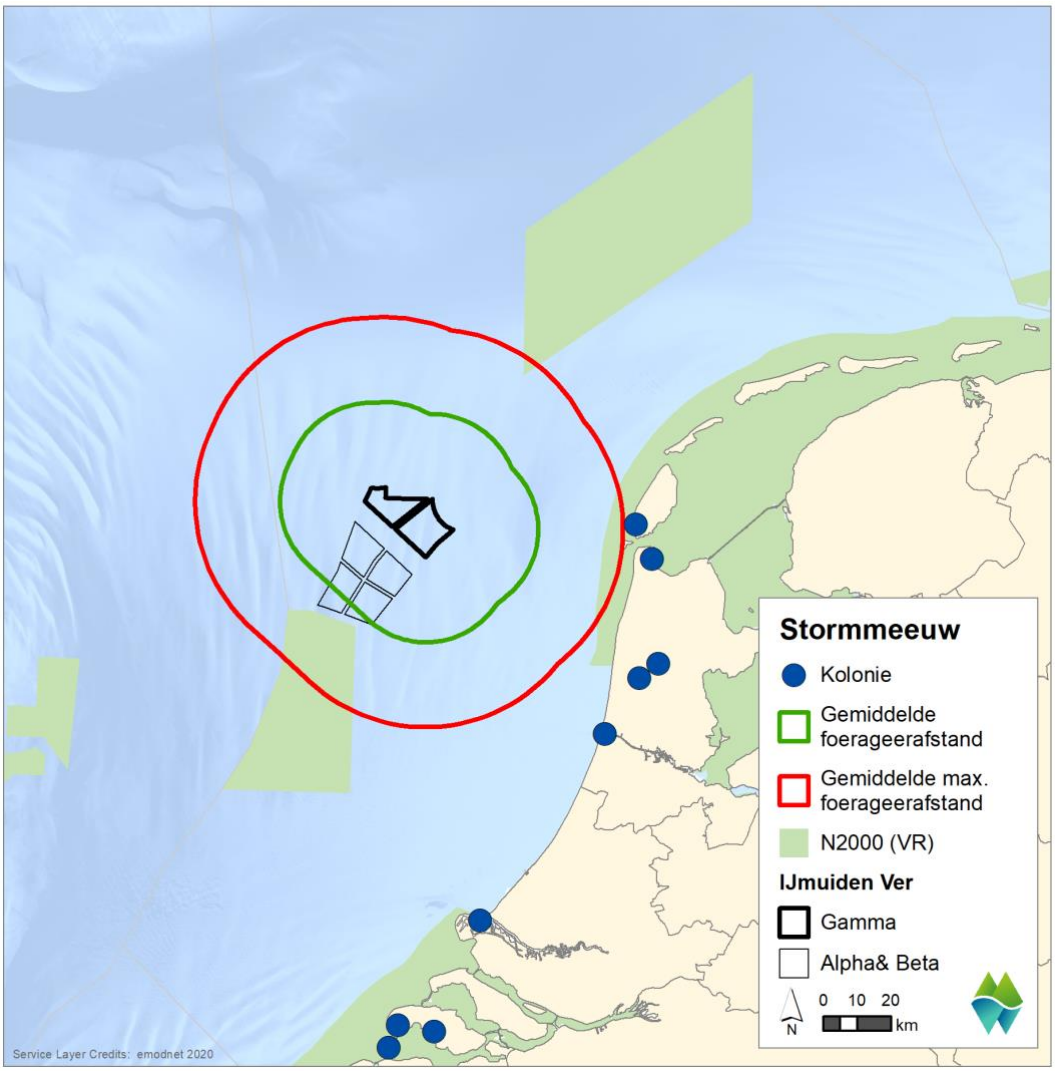


Figuur 6.6 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kokmeeuw (7 en 19 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.*

Stormmeeuw

Net zoals bij kokmeeuwen, komen de hoogste dichtheden stormmeeuwen buiten het broedseizoen voor. In dit geval gaat het met name om overwinterende of overtrekkende vogels. Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (van der Hut *et al.* 2007). Op basis van literatuuronderzoek van Thaxter *et al.* (2012a) is een gemiddelde afstand van 25 km vastgesteld met een

gemiddeld maximum van 50 km. Daarom is het niet aannemelijk dat broedende stormmeeuwen uit Natura 2000-gebieden foerageren in windenergiegebied IJmuiden Ver (figuur 6.7). Aanvaringsslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.



Figuur 6.7 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van stormmeeuw (25 en 50 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.*

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid-Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is weinig bekend over welke foerageerrange ze hebben. GPS-logger onderzoek bij 11 broedvogels aan de Engelse kust vond dat grote mantelmeeuwen bijna uitsluitend dichtbij de kust foerageerden, met een maximale foerageerrange van 20 km (Bogdanova *et al.* 2015, Leopold 2017). Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt daarmee waarschijnlijk buiten de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland. Bovendien zijn de aantallen grote mantelmeeuwen in die kolonies zeer klein en daarmee is ook het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels minimaal. Ook liggen deze kolonies niet

in beschermde Natura 2000-gebieden. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

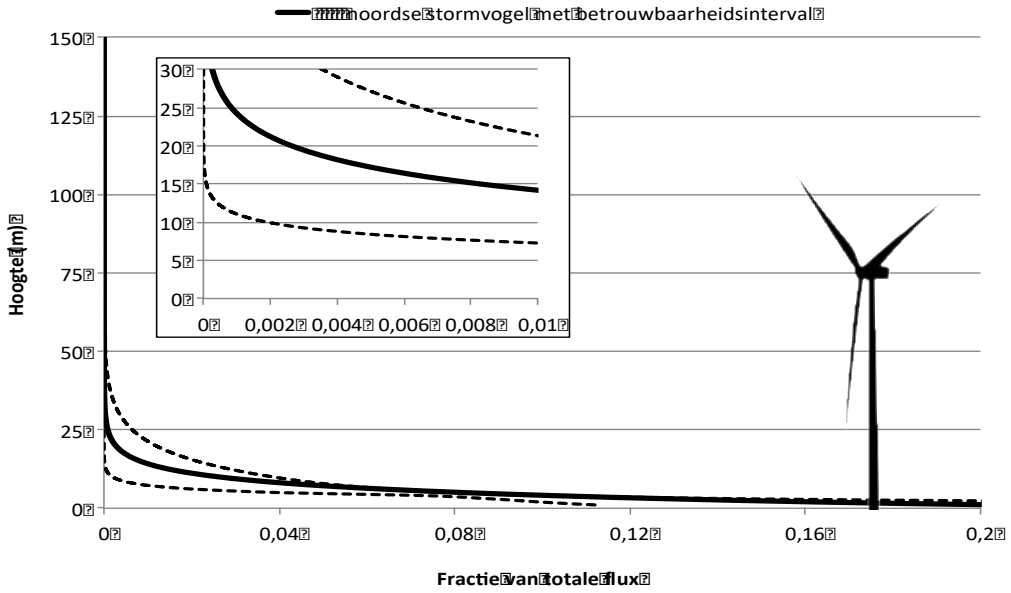
Aalscholver
In Nederland zijn foerageerafstanden van aalscholvers van 20 tot 30 km bekend uit het Ijsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholvers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b). Dit onderzoek in de Voordelta heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van deze broedkolonie aangetoond voor aalscholvers (Fijn *et al.* 2014b). Dit komt overeen met recent literatuuronderzoek waarbij een gemiddelde maximale foerageerafstand van 26 km werd gevonden (Woodward *et al.* 2019). De gemiddelde foerageerafstand was 7 km.

De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat op zee structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op het water verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen, zoals platforms en ook windturbines op zee. Uit onderzoek blijkt dat in OWEZ, PAWP en Luchterduinen regelmatig aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2011, 2013b, Skov *et al.* 2016). Deze onderzoeken zijn echter deels in het winterhalfjaar uitgevoerd en ook in het broedseizoen zijn zeker niet alle aanwezige vogels afkomstig uit nabijgelegen (Noord-Hollandse) kolonies.

In het windenergiegebied van IJmuiden Ver zijn tijdens MWTL/ESAS tellingen geen aalscholvers waargenomen. De vraag is echter of dit na de constructie van het windpark zal veranderen om bovenstaande redenen. Zowel OWEZ, PAWP als Luchterduinen liggen namelijk allemaal aanzienlijk dichter bij de kust dan IJmuiden Ver. IJmuiden Ver ligt dusdanig ver uit de kust dat het buiten de maximale foerageerrange van aalscholvers ligt. Tot slot is niet bekend in welke mate de aalscholvers die de windparken bezoeken broedende vogels zijn. Daarom worden aanvaringsslachtoffers van aalscholvers uit kolonies **niet** verder behandeld in dit rapport.

Noordse stormvogel
De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, maar ook op ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Op basis

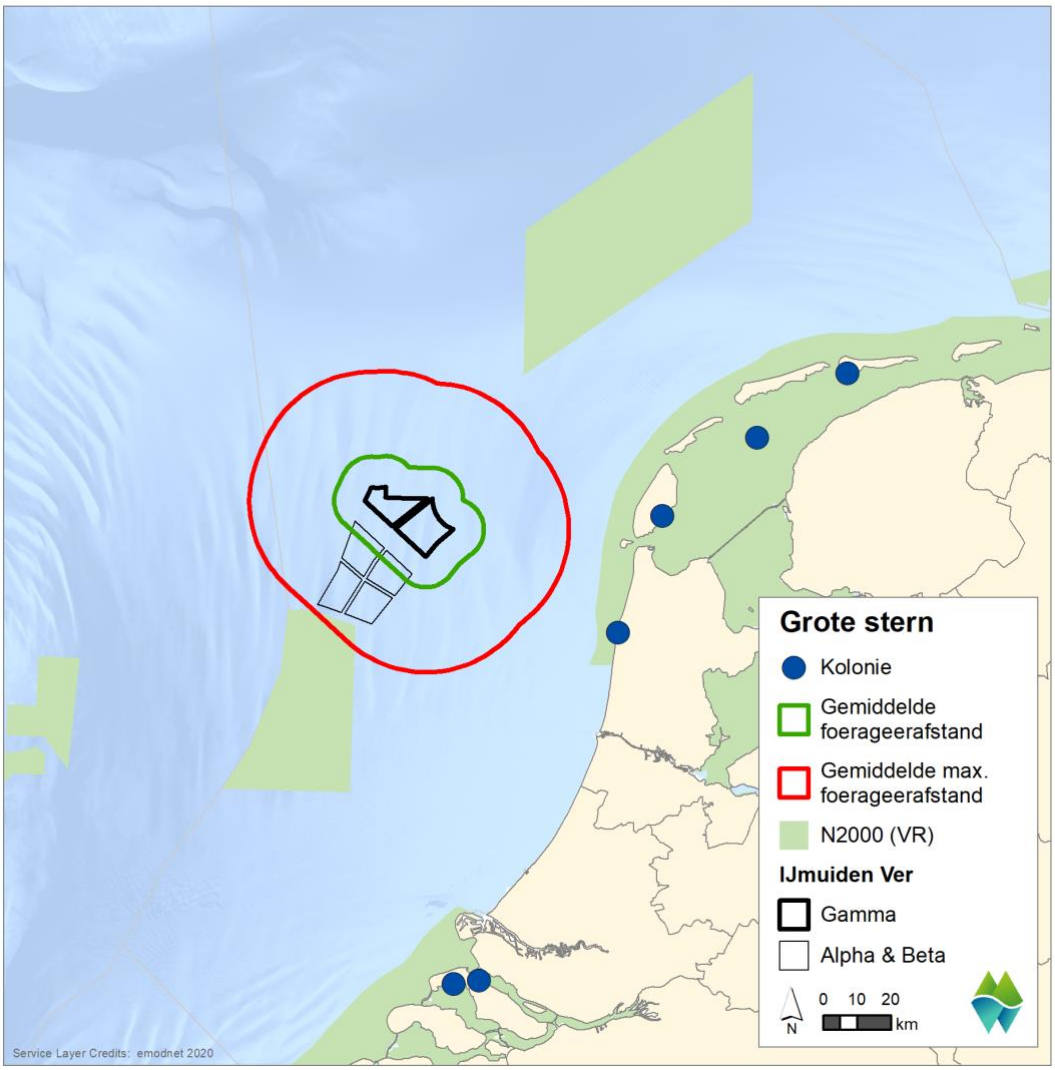
van meerdere onderzoeken is een gemiddelde foerageerafstand van 135 km vastgesteld en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 542 km. De soort vliegt echter doorgaans heel laag (Johnston *et al.* 2014), en de fractie die hoger vliegt dan 25 m (de tiplaagte in IJmuiden Ver kavel Gamma) is maximaal 0,33% van de totale flux (figuur 6.8). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit rapport.



Figuur 6.8 Cumulatieve fractie (met 95% betrouwbaarheidsinterval) van vluchten per hoogteband (in m) van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Grote stern

De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als verder op zee. Op basis van meerdere onderzoeken werd een gemiddelde foerageerafstand van 9 km gevonden en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 34 km. Onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van die kolonie ligt (Poot *et al.* 2013, Fijn *et al.* 2014a). Bij recent grote stern onderzoek met GPS-loggers in Norfolk, Verenigd Koninkrijk werd een gemiddelde foerageerafstand vastgesteld van 31 km (max 89 km) (Green *et al.* 2018). Op basis van de verschillende Nederlandse gegevens gaan we ervan uit dat kavel Gamma van windenergiegebied van IJmuiden Ver buiten bereik van grote stern kolonies ligt (figuur 6.9). Aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



Figuur 6.9 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van grote stern (9 en 34 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.*

Dwergstern

Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van twee onderzoeken bij de kolonie van Scroby Sands vastgesteld door middel van radiozenders, welke vervolgens werden bevestigd door visuele waarnemingen. Deze range was gemiddeld ongeveer 3 km van de kolonie (max 5 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 5 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies dwergsterns worden **niet** behandeld in dit MER.

Noordse stern

Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Op basis van verschillende

onderzoeken was de foerageerrange gemiddeld 6 km van de kolonie (max 46 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 26 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Visdief

Ook visdieven foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) leidde tot een gemiddelde foerageerrange van 6 km (max 30 km) en een gemiddelde maximale afstand van 18 km. Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde visdievenkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Zeekoet

Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van onderzoek met radiozenders en GPS-loggers in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 33 km (max 338 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 73 km (Woodward *et al.* 2019). De dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten bevinden zich in het noorden van Engeland, op ca. 300 km afstand. Gezien de grote afstand van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver tot broedkolonies van zeekoeten is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten door dit gebied maken. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders en GPS is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 61 km van de kolonie is (max 313 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 89 km (Woodward *et al.* 2019). De dichtstbijzijnde kolonies van alken bevinden zich in het noorden van Engeland, op ca. 300 km afstand. Gezien de grote afstand van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten door dit gebied maken. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

6.1.3 Seizoenstrek

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en *vice versa* (o.a. Lensink & van der Winden 1997, Exo *et al.* 2002, LWVT/SOVON 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het

plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied IJmuiden Ver. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied IJmuiden Ver vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee (Jaspers Faijer & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013c, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggegrepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* (2001) en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In Tabel 6.3 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten voor het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zeevogels

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en expert judgement is kwalitatief aan te geven welke soorten in deze categorie vallen. Met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied IJmuiden Ver: noordse stormvogel, jan-van-gent, grote jager, kleine jager, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet en alk. Met name grote jager en dwergmeeuw zijn interessant binnen deze kaders omdat deze soorten vooral in het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dichter langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om soorten als roodkeelduiker, parelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend, aalscholver, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.

Tabel 6.3 Overzicht van meest voorkomende trekvogelsoorten in drie hoofdgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver.

Soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
grote stern	3	2	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-
zoals rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			
'land'vogels (zang- en watervogels)			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^

koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

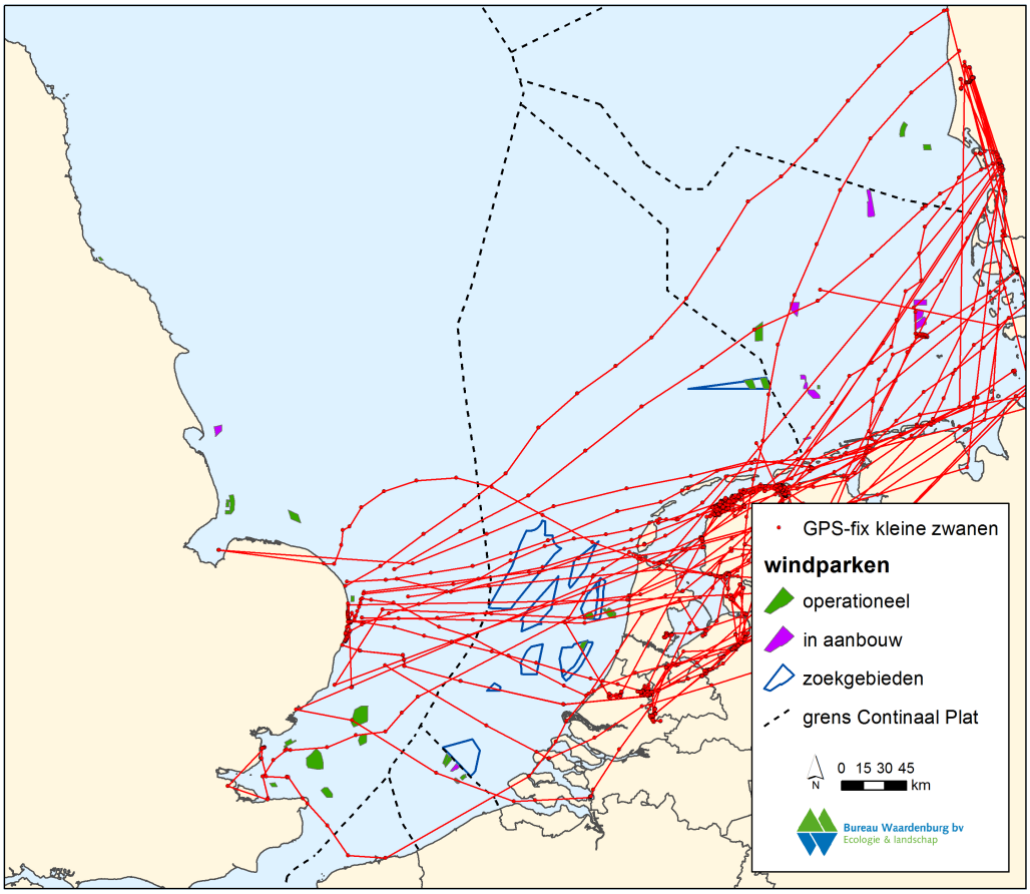
* 1 = in lage aantallen…, 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte‘, '-^ = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Zang- en watervogels van het land

Naast de soorten die gebonden zijn aan zoutwater zijn er ook grote aantallen landvogels (zang- en watervogels) die over de Noordzee trekken. De grootste aantallen landvogels zijn zangvogels die trekken tussen het vaste land van Europa en het Verenigd Koninkrijk. Het gaat hier met name om zangvogelsoorten als spreeuw, vink, merel, koperwiek, (gras)pieper en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop. Daarnaast trekken ook diverse soorten watervogels over de Noordzee. Het gaat hierbij met name om ganzen (grauwe, kleine riet-, brand- en rotgans), zwanen (kleine en wilde zwaan), eenden (zoals smient, topper en kuifeend) en diverse soorten steltlopers (zoals rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en kievit, watersnip en houtsnip uit het zoete/land milieu). Door de kleine populatieomvang van kleine zwaan en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen laat zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden (Griffin *et al.* 2016). De trekroutes liggen echter meer geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (figuur 6.4) en daarmee ligt IJmuiden Ver in de trekroute van deze soort.



Figuur 6.4 *Oversteek van gezenderde kleine zwanen tussen Engeland en Nederland met Nederlandse geplande en al operationele offshore windparkgebieden en buitenlandse windparkgebieden (groen). Bron: Gyimesi* et al. *(2017).*

Vliegintensiteit

Zee- en kustvogels

De totale ordegrootte van de vogeltrek boven de Noordzee ligt rond de 65 miljoen vogels, waarvan naar schatting slechts ongeveer 1 miljoen 'echte zeevogels' (Lensink & van der Winden 1997). Per soort zal de ordegrootte van langstrekkende exemplaren door windenergiegebied IJmuiden Ver vele duizenden vogels per soort kunnen zijn. Het is daarnaast niet ondenkbaar dat ook een zeer groot deel van de totale biogeografische populatie van sommige soorten door het gebied heen trekt, zoals bijvoorbeeld van grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen zodoende alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat het toekomstige windpark Hollandse Kust (west) ten oosten-zuidoosten van windenergiegebied IJmuiden Ver zorgt voor verdichting van trekbanen door macro-

vermijdingsgedrag (Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels dicht bij de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In Van Gasteren *et al*. (2002) is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn bij IJmuiden, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van IJmuiden Ver tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt het 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk breed-front trek van landvogels en zeevogels relevant is (zie Tabel 6.3).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). De vliegactiviteit van vogels, ofwel "flux" (vogels die per uur een denkbeeldige lijn van een kilometer haaks op de vliegrichting passeert), varieert in de loop van het jaar voor de meeste soorten. Gemiddelde fluxen per maand variëren over het algemeen van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

Vliegactiviteit met informatie van vlieghoogte van trekvogels in de Nederlandse Noordzee zijn radarstudies in offshore windparken (OWEZ: Fijn *et al.* 2015 en Luchterduinen: Leemans *et al.* 2022) en op boorplatform K14 (Fijn *et al.* 2012). Omdat het K14 boorplatform op vergelijkbare afstand van de kust (ca. 80 km) en relatief dichtbij windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, gebruiken we in de huidige beoordeling metingen in K14 als best beschikbare gegevens. Zo ver uit de kust bleek namelijk dat de vliegintensiteit van trekvogels 55% lager ligt dan in OWEZ (Fijn *et al.* 2012). Op basis van de metingen kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer ca. 400.000 vogels, waarvan ca. 125.000 zangvogels per km per jaar, langs K14 heen vlogen (Fijn *et al.* 2012).

'Landvogels': ganzen en zwanen

Rond K14 werden kolgans en rotgans met zekerheid gezien, en in de verte verschillende ongedetermineerde ganzen- en zwanensoorten (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn

et al. 2012) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van ruim 1.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien voor windenergiegebied IJmuiden Ver geen specifieke fluxen van verschillende soorten ganzen en zwanen beschikbaar zijn, beschouwen we de schatting van Wright *et al.* (2012) voor de soortgroep 'ganzen en zwanen' als *worst case*-scenario en hanteren we deze schatting voor fluxen van deze soortgroep in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': eenden

Rond K14 werden bergeend, smient, wintertaling en middelste zaagbek gezien (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (15% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 60 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': reigers

Rond K14 zijn geen reigersoorten vastgesteld (Fijn *et al.* 2012), zodat geen aanvaringsslachtoffers worden verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver.

'Landvogels': roofvogels en uilen

Rond K14 werden sperwer, torenvalk, blauwe kiekendief, smelleken en velduil vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (50% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 100 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': steltlopers

Rond K14 werden wulp, bonte strandloper, kievit, scholekster, oeverloper, watersnip en houtsnip gezien (Fijn *et al.* 2012). De meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak. Op basis van vlieghoogte data (25% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 300 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': zangvogels

Rond K14 werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, huiszwaluw, boerenzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, rouwkwikstaart, waterpieper, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, roodborst, gekraagde roodstaart, bonte vliegenvanger, grauwe vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, Pallas' boszanger, zwartkop, tuinfluiter, grasmus, goudhaan, bosrietzanger, sprinkhaanzanger, keep, sijs, vink, tapuit, Turkse tortel, houtduif, holenduif, roek, kauw, ortolaan en sneeuwgors vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Vanwege de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep een onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in IJmuiden Ver. Hiervoor zijn de turbine-afmetingen van 15 MW en 20 MW turbines genomen. Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ, de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dagflux, en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 118.000 (alternatief 1) en 128.000 (alternatief 2) zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km per jaar op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter; alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op K14	K14	IJmuiden Ver alternatief 1	IJmuiden Ver alternatief 2
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	cf. K14	cf. K14
eenden	0,001	~60	cf. K14	cf. K14
reigers	0	0	cf. K14	cf. K14
roofvogels en uilen	0,0005	~100	cf. K14	cf. K14
steltlopers	0,003	~300	cf. K14	cf. K14
zangvogels overdag	0,20		~19.000	~20.000
zangvogels nacht	1		~100.000	~108.000
zangvogels totaal			~118.000	~128.000

6.2 Vleermuizen

Zoals in § 3.2 is aangegeven zijn alleen effecten te verwachten op migrerende vleermuizen. Aanvaringsslachtoffers van lokale vleermuizen worden verder **niet** behandeld in dit MER.

6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is weinig bekend. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Langeafstand migratie is goed gedocumenteerd voor rosse vleermuis en

ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Migratie tussen Engeland en de Baltische Staten is zes keer en tussen Engeland en Nederland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis door teruggevangen geringde dieren (Bat Conservation Trust 2017). Recentelijk zijn op het Duitse offshore eiland Helgoland twee ruige dwergvleermuizen door onderzoekers gezenderd en vervolgens gevolgd door het MOTUS systeem langs hun trek naar het vaste land van Duitsland en daarna langs de kust van Nederland en België (Bach *et al.* 2022). Door hetzelfde systeem zijn ook in Engeland gezenderde ruige dwergvleermuizen in Nederland geregistreerd. Daarnaast bevestigen deze metingen dat trek over de Noordzee binnen één nacht mogelijk is. De benodigde vliegsnelheid hiervoor is hoger dan bekend voor de soort, zodat de dieren waarschijnlijk sterk profiteren van rugwind (Lagerveld 2021).

Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2021, 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2014, 2022). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2015). Deze parken liggen dichter bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat het overgrote deel van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen (Lagerveld *et al.* 2023). Daarnaast komen in de omgeving van IJmuiden Ver Gamma volgens de metingen kleine aantallen rosse vleermuizen en/of tweekleurige vleermuizen (de waarnemingen betroffen de soortgroep Nyctaloid, dat wil zeggen de soort kon niet met zekerheid bepaald worden) en gewone dwergvleermuizen voor (Lagerveld *et al.* 2023). Lagerveld *et al*. (2023) geven geen kwantitatieve verdeling van het voorkomen van soorten. Ook Boonman en Japink (2022), die de data van Lagerveld opnieuw geanalyseerd hebben, vermelden dezelfde soorten zonder een kwantitatieve verdeling. In eerdere offshore MER-achtergrondrapportages (zie bijvoorbeeld Leemans *et al.* 2019) is een soortenverdeling aangehouden van 95,7% ruige dwergvleermuizen, 2,6% uit rosse vleermuizen en 1,2% tweekleurige vleermuizen en 0,5% gewone dwergvleermuizen. Vanwege het ontbreken van betere gegevens, wordt deze soortenverdeling ook in voorliggende rapportage aangehouden. Op basis van bovenstaande kan niet op voorhand uitgesloten worden dat in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma aanvaringsslachtoffers onder de ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en gewone dwergvleermuis vallen. Het voorkomen van overige

soorten in IJmuiden Ver Gamma kan als incidenteel beschouwd worden, en zodoende wordt ook aangenomen dat het aantal aanvaringslachtoffers onder deze soorten verwaarloosbaar is (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark). Deze soorten worden daarom niet verder behandeld in dit rapport. Hieronder wordt verdere informatie over de soorten ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en gewone dwergvleermuis gegeven.

6.2.2 Voorkomende vleermuissoorten

Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995, Bat Conservation Trust 2010). Aantallen in Verenigd Koninkrijk nemen toe, mogelijk door mildere winters (Lundy *et al.* 2010). Tabel 6.5 geeft de geschatte populatiegroottes weer voor relevante Europese landen (European Topic on Biological Diversity). Informatie is slechts beschikbaar voor EU-landen.

Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken waaronder het Verenigd Koninkrijk (Hutterer *et al.* 2005, Bat Conservation Trust 2017). Ruige dwergvleermuizen van kraamkolonies in de Baltische staten blijken met name richting Nederland, Frankrijk en Italië te vliegen (Petersons 2004). Met behulp van stabiele isotopen is bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen die in Duitse windparken op land werden gedood uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012). Ook een recente studie heeft aangetoond dat de meeste ruige dwergvleermuizen langs de Duitse kust uit het binnenland van Europa afkomstig zijn (Kruszynski *et al.* 2021). Door Limpens *et al.* (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren met een marge van 100 tot 1.000.000 dieren afkomstig van de verschillende bronpopulaties in Europa (tabel 6.5). Het Kennisdocument Ruige dwergveermuis schat de aantallen In Nederland tijdens de trek in het najaar op 50.000-100.000 dieren (BIJ12 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.

Tabel 6.5 *Grootte van bronpopulaties in diverse relevante Europese landen van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: European Topic Centre on Biological Diversity (http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/), geraadpleegd op 21-10-2020. Trend voor rosse veermuis ook aangegeven: N/A niet bekend; + toenemend; = stabiel.*

herkomst	populatieschatting ruige	populatieschatting rosse	trend rosse
Nederland	100.000	4.000	+
Duitsland	121.000	N/A	+
Verenigd Koninkrijk	1.000	N/A	nvt
Denemarken	N/A	N/A	N/A
Polen	29.000	50.000	=
Letland	60.000	5.000 – 10.000	N/A
Estland	47.000	N/A	+
Litouwen	N/A	N/A	=
Finland	N/A	N/A	N/A
Zweden	N/A	55.000 – 95.000	=

Rosse vleermuis

Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland), maar in het Verenigd Koninkrijk lijkt de soort niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009). Hetzelfde geldt voor de Nederlandse populatie waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966).

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van geringde rosse vleermuizen tijdens de herfsttrek in Europa (Hutterer *et al.* 2005) en door studies met stabiele isotopen (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Laatstgenoemde onderzoeken stelden vast dat gedode dieren in windparken in oost-Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als trekkende dieren betroffen (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland). De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee is daarmee te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 6.5 populatieschattingen en trends weergegeven, voor zover bekend voor deze landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland, Nederland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.

Tweekleurige vleermuis

Tweekleurige vleermuizen komen niet in het Verenigd Koninkrijk voor en zijn zeldzaam in België, Nederland en Denemarken. De soort komt vooral in Midden- en Oost-Europa en in

het zuiden van Scandinavië voor. De tweekleurige vleermuis is bekend als een langeafstand trekker, zeker de populaties meer in het oosten van Europa (Dietz *et al.* 2007). Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar deze waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008). Op basis hiervan kunnen we ervan uitgaan dat de waarnemingen van de soortgroep Nyctaloid vermeld door Boonman & Japink (2022) in de omgeving van windenergiegebied IJmuiden Ver rosse vleermuizen betroffen en geen tweekleurige vleermuizen. De soort wordt daarom verder in dit rapport **niet behandeld**.

Gewone dwergvleermuis

De gewone dwergvleermuis is de meest algemene soort op land in het zuidelijke Noordzeegebied. Omdat de seizoensgebonden verplaatsingen meestal niet meer dan 20 kilometer bedragen, wordt de soort in het algemeen als niet-migrerend beschouwd (Dietz *et al.* 2007). Op basis hiervan lijkt het waarschijnlijk dat de gewone dwergvleermuis slechts als dwaalgast of zeldzame bezoeker op de Noordzee waar te nemen is. Vanwege de vermelding van het voorkomen van de soort door Lagerveld *et al*. (2023) wordt de soort verderop in dit rapport **wel behandeld**.

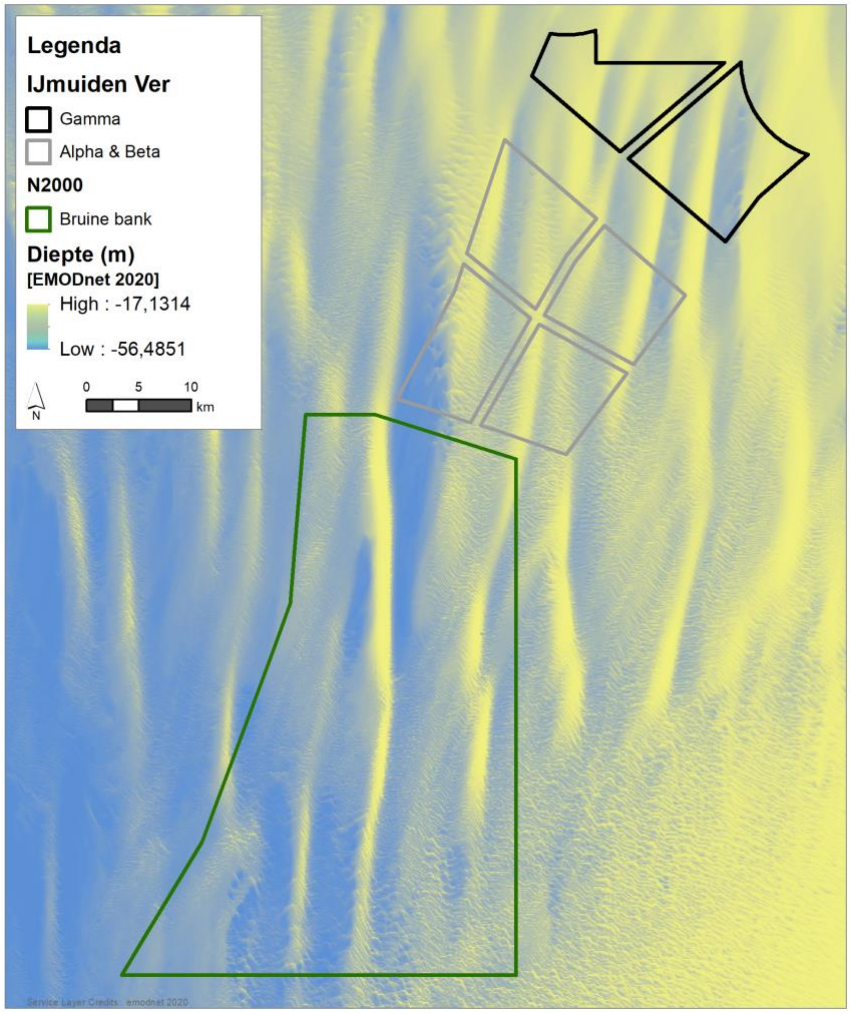


7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied

In het voorliggende hoofdstuk wordt eerst een algemeen beeld van het plangebied onderwater geschetst (7.1), waarna het onderwaterleven aan vissen (7.2) en benthos (7.3) wordt beschreven. Hierbij wordt de algemene verspreiding aan soorten in de Nederlandse Noordzee behandeld (7.2.1 en 7.3.1), de verspreiding aan beschermde soorten (7.2.2 en 7.3.2) en wat bekend is aan soorten die voorkomen in of nabij het plangebied (7.2.3 en 7.3.3).

7.1 Algemeen

Het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) waar het beoogde windpark komt te liggen valt onder het centrale deel van de zuidelijke Noordzee. Het plangebied ligt in de nabijheid van de Bruine Bank (figuur 7.1). Dit dynamische gebied wordt gekarakteriseerd door een grofzandige bodem met veel relief. Dat wordt gevormd door zandbanken van vele meters hoog (globaal noord-zuid georienteerd), door zandgolven van enkele meters hoog (globaal oost-west georienteerd) en door megaribbels (0,5 m hoog). De positie van zandbanken blijft vrij stabiel maar een zandgolf migreert ca. 1 tot 10 m per jaar en megaribbels tot enkele meters per week (Rozemeijer & van der Wal 2017, Koop *et al.* 2019, van der Reijden *et al.* 2019). De diepte binnen het plangebied varieert van –3 - 35 meter. Er kan lokaal thermale stratificatie voorkomen (*intermittently stratified*), al is dit fenomeen meer typerend voor het noordelijke gedeelte van het NCP (van Leeuwen *et al.* 2015).



Figuur 7.1 *Het bodemprofiel bij het plangebied IJmuiden Ver en Natura 2000 gebied Bruine Bank. Bron: Waardenburg Ecology, 2023. Bodemprofiel: EMODnet, 2020.*

7.2 Vissen

7.2.1 Algemeen

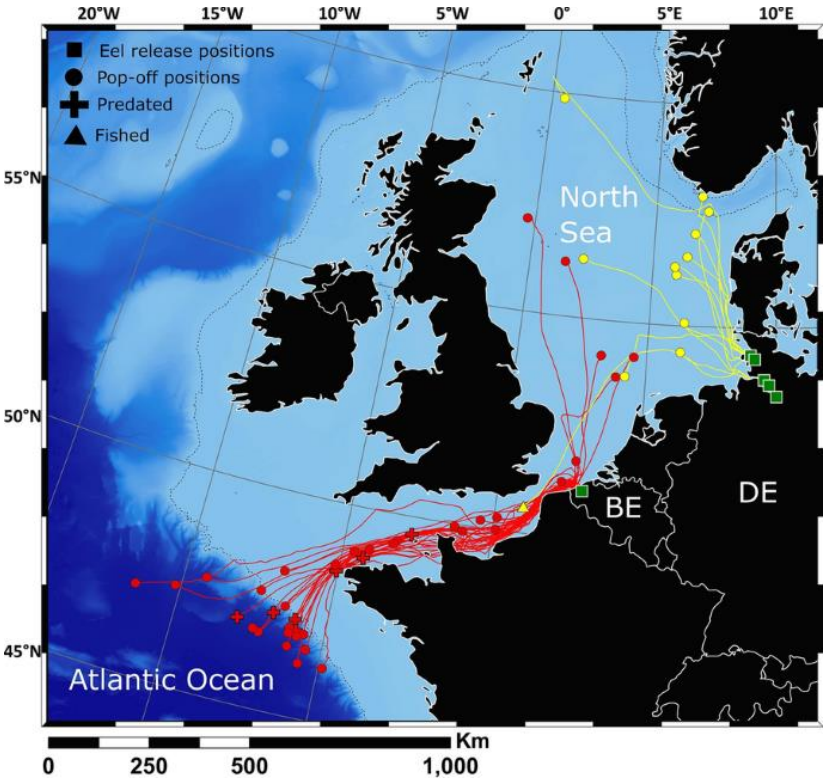
In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan 2005). Van deze soorten komen er 138 voor op het NCP (Bos *et al.* 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze zoals haring (*Clupea harengus*) en kabeljauw (*Gadus morhua*), en soorten met een demersale levenswijze zoals platvissen en grondels. Voor de verspreiding van demersale vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden gevonden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Pelagische vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Trekvissen zijn daarnaast in grotere dichtheden aanwezig nabij riviermondingen. De Bruine Bank is een waardevol gebied voor vis dat dient als paaigrond van onder andere kabeljauw, haring, gewone makreel (*Scomber scombrus*),

zandspiering (*Ammodytes sp.*), sprot (*Sprattus sprattus*), schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*) en wijting (*Merlangius merlangus*) (García *et al.* 2019). Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme *et al.* 2011).

7.2.2 Beschermde vissen

Rivierprik, zeeprik, elft en fint zijn aangewezen als beschermde habitatsoorten binnen de Wnb gebiedsbescherming (zie paragraaf 2.1.4). Over het voorkomen van deze soorten buiten de kustzone is weinig bekend. De steur (*Acipenser sturio*) en houting (*Coregonus oxyrinchus*) zijn beschermd onder de Wnb soortenbescherming. De steur komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017). De houting groeit in Nederlandse wateren op in het IJsselmeer en verblijft hier ook als volwassen dier, door gebrek aan open verbindingen met de zee (Winter *et al.* 2015).

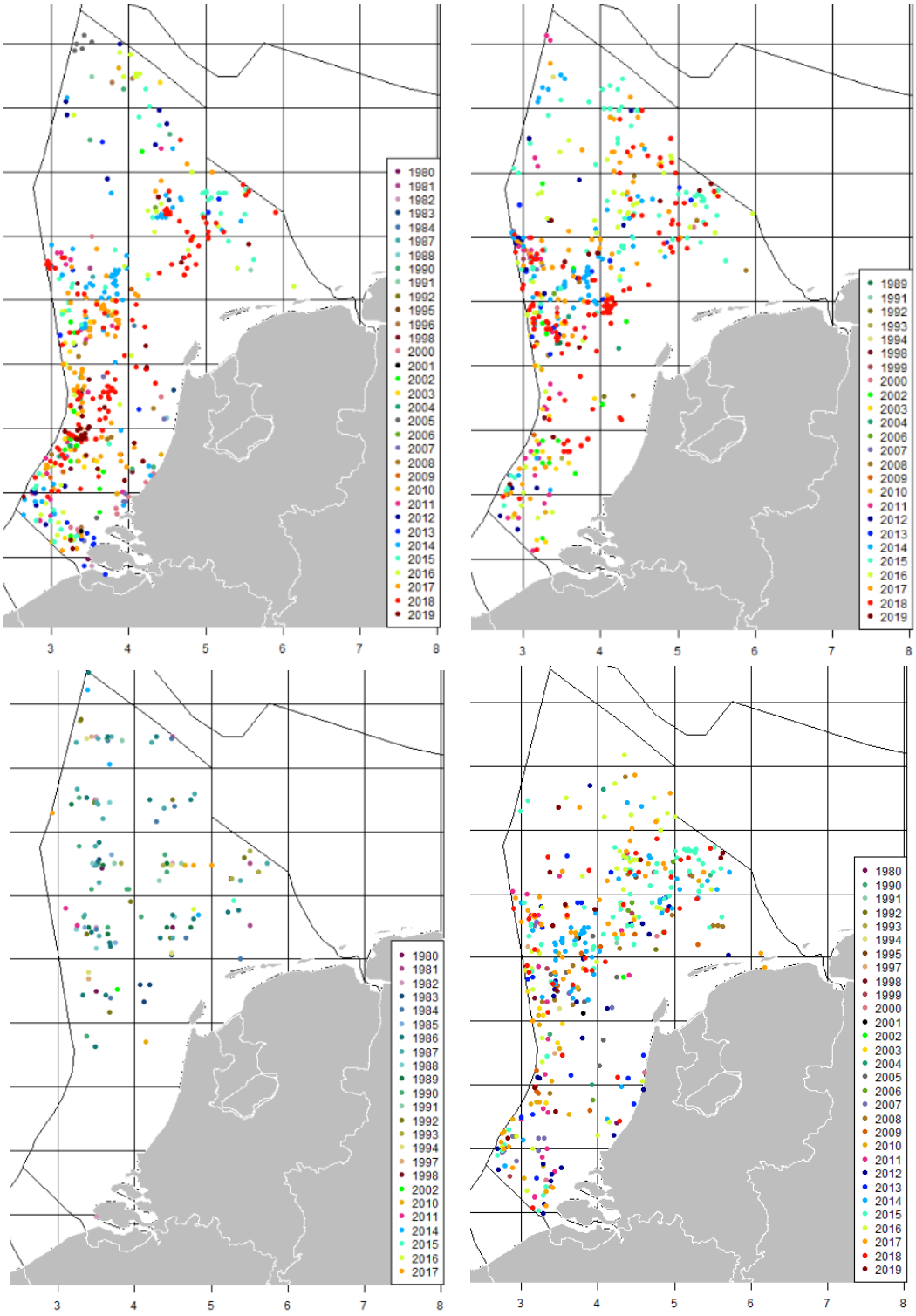
Op de OSPAR lijst (opgenomen in KRM) staat onder andere de kabeljauw die zich voortplant op de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Een recente studie naar de Europese aal (*Anguilla anguilla*), een andere vissoort van de OSPAR lijst, liet zien dat deze deels migreert via de zuidelijke Noordzee (Verhelst *et al* 2022) (figuur 7.3). Deze soort trekt van Europese binnenwateren naar de Sargassozee om zich voort te planten (Wright *et al* 2022).



Figuur 7.3 *De migratieroute van 54 getagde palingen in België en Duitsland (Verhelst et al 2022).*

Kraakbeenvissen (haaien en roggen) zijn opgenomen in het haaienactieplan (zie 2.5). Ook staan sommige van deze kraakbeenvissen op de OSPAR lijst van bedreigde en/ of afnemende soorten (opgenomen in KRM). Haaien en roggen staan bovenaan de voedselketen en hun levensstijl wordt gekenmerkt door een trage voortplanting en lange levensduur. In het begin van de vorige eeuw kwamen er nog veel haaien en roggen voor in de Noordzee, maar sinds ca. 1950 zijn alle soorten in aantallen afgenomen. Op het NCP komen acht haaiensoorten en acht roggensoorten voor en acht van deze zestien soorten zijn toegevoegd aan de OSPAR lijst. Relevante soorten die regelmatig in Nederlandse wateren aanwezig zijn en als bedreigd en/of afnemend zijn benoemd, betreffen de doornhaai (*Squalus acanthias*), gevlekte rog (*Raja montagui*) en stekelrog (*Raja clavata*). Andere binnen OSPAR aangewezen soorten, zoals de vleet (*Dipturus batis*), komen zelden voor op het NCP (Daan *et al* 2005, Sguotti *et al* 2016, van Hal 2017, Batsleer *et al* 2020, Bos & Tamis 2020). Op basis van bijvangstdata lijken de aantallen gevlekte rog en stekelrog de laatste jaren weer toe te nemen in de Noordzee en ook de doornhaaipopulatie lijkt zich enigszins te herstellen (Sguotti *et al.* 2016, Batsleer *et al.* 2020, Walker & Kingma 2020). Beide roggensoorten komen vooral voor in het zuidelijke deel van de Noordzee (Daan *et al* 2005, Sguotti *et al* 2016, van Hal 2017, Batsleer *et al* 2020). De doornhaai is een migrerende soort tussen Noordzee en Atlantische Oceaan die zich voortplant nabij de kust. Batsleer *et al.* (2020) hebben waarnemingen van kraakbeenvissen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 samengevat (figuur 7.4). De gevlekte rog heeft een meer noordelijke verspreiding dan de stekelrog, maar beide soorten kunnen in het plangebied voorkomen. De doornhaai werd voornamelijk waargenomen in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee, en het voorkomen van de soort in het plangebied wordt onwaarschijnlijk geacht.

Er zijn kennisleemtes in onder andere de rol van het NCP en specifieke locaties op levenscyclus en bijbehorende habitatseisen van kraakbeenvissen. De functie van de Bruine Bank en omstreken voor deze soorten is dan ook niet bekend. De hondshaai, weliswaar geen OSPAR-soort, is waargenomen op de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Dit toont aan dat het gebied ook geschikt kan zijn voor andere beschermde haaien en roggen.



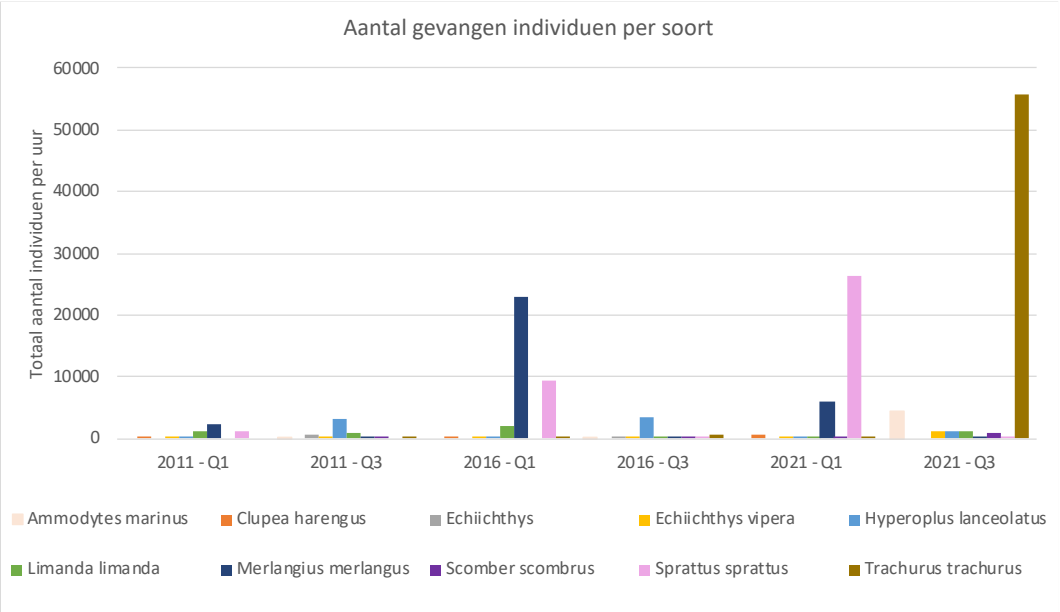
Figuur 7.4 *Ruimtelijke weergave van waarnemingen van stekelrog (linksboven), gevlekte rog (rechtsboven), doornhaai (linksonder) en hondshaai (rechtsonder) tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 (Batsleer et al. 2020).*

7.2.3 Soortgemeenschap plangebied

Zoals vermeld in paragraaf 5.1.3 zijn er geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen binnen het plangebied, maar zal er data beschikbaar komen van een boxcore benthosbemonstering in het plangebied. Van de omgeving is data beschikbaar van gestandaardiseerde visbemonsteringen en visdata ingewonnen binnen het MWTL-programma, evenals data van een onderzoeksproject op de Bruine Bank (Oceana surveys in 2016 en 2017). In het vervolg van deze paragraaf staan de resultaten van deze onderzoeken beschreven.

Bodem vissen in het plangebied: RVO boxcore IJmuiden Ver
De boxcore is een bemonsteringsapparaat ontworpen voor macrobenthos-onderzoek en niet geschikt om bodemvissen in kaart te brengen. Toch is op vijf van de 30 locaties zandspiering aangetroffen in de boxcore-monsters (Campbell 2022). Harde conclusies over aantallen en dichtheden kunnen hiermee niet worden getrokken, maar het toont aan dat zandspiering aanwezig is in het plangebied. Het NIOZ zal medio 2023 de eerste resultaten over de verspreiding aan zandspiering in de Nederlandse Noordzee naar buiten brengen (§5.1.3).

Vissen nabij het plangebied: International Bottom Trawl Survey (IBTS)
De IBTS voorziet in data over de hoeveelheid vis gevangen per soort, berekend per uur vissen. Behalve bodemvissen worden via deze bemonstering ook pelagische soorten gevangen. Tijdens bemonsteringen in het eerste en derde kwartaal van de jaren 2011, 2016 en 2021 in het vak waarin ook het IJmuiden Ver Noord plangebied ligt zijn 39 vissoorten op naam gebracht (inclusief twee soorten krabben en inktvissen) (bijlage II). De tien soorten die gemiddeld over de zes bemonsteringen het meest zijn gevangen zijn weergegeven in figuur 7.5 en tabel 7.1. Wat opvalt is dat er grote verschillen zijn tussen de bemonsteringen. Zo zijn er voor de sprot en wijting twee pieken te zien in het eerste kwartaal van 2016 en 2021, en voor de horsmakreel één grote piek in het derde kwartaal van 2021. Het is kenmerkend voor scholenvis zoals makreel dat wanneer deze worden gevangen deze gelijk in grote getalen aanwezig zijn. Ook zijn er tijdens twee bemonsteringen gevlekte roggen gevangen en tijdens vijf bemonsteringen hondshaaien (*Scyliorhinus canicula*) in het gebied gevangen. Kabeljauw is tijdens twee van de zes bemonsteringen gevangen.



Figuur 7.5 *Het aantal gevangen individuen berekend per uur van de tien meest gevangen soorten tijdens de zes bemonsteringen. Voor de Nederlandse namen: zie tabel 7.1.*

Tabel 7.1 *De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens de IBTS-bemonstering van het eerste en derde kwartaal van 2011, 2016 en 2021. De getallen geven het aantal gevangen individuen aan per uur dat er gevist wordt.*

Soort(groep)	algeheel gemiddeld (n/u)	gemiddeld 2011 (n/u)	gemiddeld 2016 (n/u)	gemiddeld 2021 (n/u)
horsmakreel *Trachurus trachurus*	9390,0	5,3	324,8	27839,9
sprot *Sprattus sprattus*	6228,8	664,8	4765,4	13256,1
wijting *Merlangius merlangus*	5198,6	1127,4	11415,5	3053,0
smelt *Hyperoplus lanceolatus*	1303,9	1567,3	1682,6	661,8
schar *Limanda limanda*	1022,7	1013,4	1272,7	782,0
Noorse zandspiering *Ammodytes marinus*	769,6	1,0	38,5	2269,2
kleine pieterman *Echiichthys vipera / Echiichthys* sp.	413,4	361,9	165,0	713,2
gewone makreel *Scomber scombrus*	284,7	184,9	127,0	542,3
haring *Clupea harengus*	140,8	65,3	101,7	255,5
Schol *Pleuronectes platessa*	77,4	107,0	36,0	89,3

Vissen op de Bruine Bank: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 zijn op het Nederlandse deel van de Bruine Bank (ca. 30 km van het plangebied) 40 vissoorten waargenomen (bijlage III). Soorten kenmerkend voor het zachte bodemsubstraat betroffen de gewone pitvis (*Callionymus lyra*), gevlekte pitvis (*Callionymus maculatus*), grondels (*Pomatoschistus sp.*) en schar (*Limanda limanda*), evenals andere soorten platvissen en één soort kraakbeenvis (namelijk stekelrog). De kabeljauw is ook in het gebied aangetroffen. Rondom twee kunstmatig harde substraten (wrakken) in het gebied werden scholen pollak (*Pollachius pollachius*), horsmakreel en steenbolk veelvuldig waargenomen. Nabij de *Sabbelaria*-riffen op de Bruine Bank werden de hondshaai en wederom de gewone pitvis waargenomen, soorten die specifiek met dit habitattype geassocieerd leken. Frequent werd waargenomen dat gewone pitvis foerageerde op porseleinkrabbetjes (*Pisidia longicornis*), een soort die veelvuldig aanwezig was op de *Sabellaria*-banken.

Vissen op de Bruine Bank: MWTL-bodemschaven

Tijdens het bodemschaven in het kader van het MWTL-programma zijn gegevens van gevangen vis geregistreerd die (beschadigd) door de bodemschaafopening van 20cm pasten. Met de bemonsteringstechniek konden 18 vissoorten op de Bruine Bank worden aangetoond waarvan zandspiering het grootste aandeel in aantallen had. Tabel 7.2 geeft de 10 meest voorkomende soort(groep)en met de aantallen per hectare die op de negen locaties van de Bruine Bank in 2019 en 2021 zijn gevangen. Aanvullende waargenomen soorten zijn schar, smelt, gewone pitvis, tong, harnasmannetje (*Agonus cataphractus*), adderzeenaald (*Entelurus aequoreus*), naakte zandspiering (*Gymnammodytes semisquamatus*), zeenaalden (*Syngnathus sp.)* en tarbot (*Psetta maxima*).

Tabel 7.2 *De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens het bemonsteren van negen locaties op de Bruine Bank in 2019 en 2021 met een bodemschaaf, uitgedrukt in aantallen per hectare.*

Wetenschappelijke soort(groep)naam	Nederlandse naam	2019	2021	totaal aantal individuen (n/ha)
Ammodytes sp.	Zandspiering	x	x	5222
Arnoglossus laterna	schurftvis	x	x	1611
Buglossidium luteum	dwergtong	x	x	1528
Pomatoschistus sp.	Grondel	x	x	1333
Ammodytes marinus	Noorse zandspiering		x	1023
Echiichthys vipera	kleine pieterman	x	x	778
Pleuronectes platessa	schol	x	x	611
Callionymus reticulatus	rasterpitvis	x	x	556
Pomatoschistus lozanoi	Lozano's grondel		x	472
Pomatoschistus minutus	dikkopje		x	472

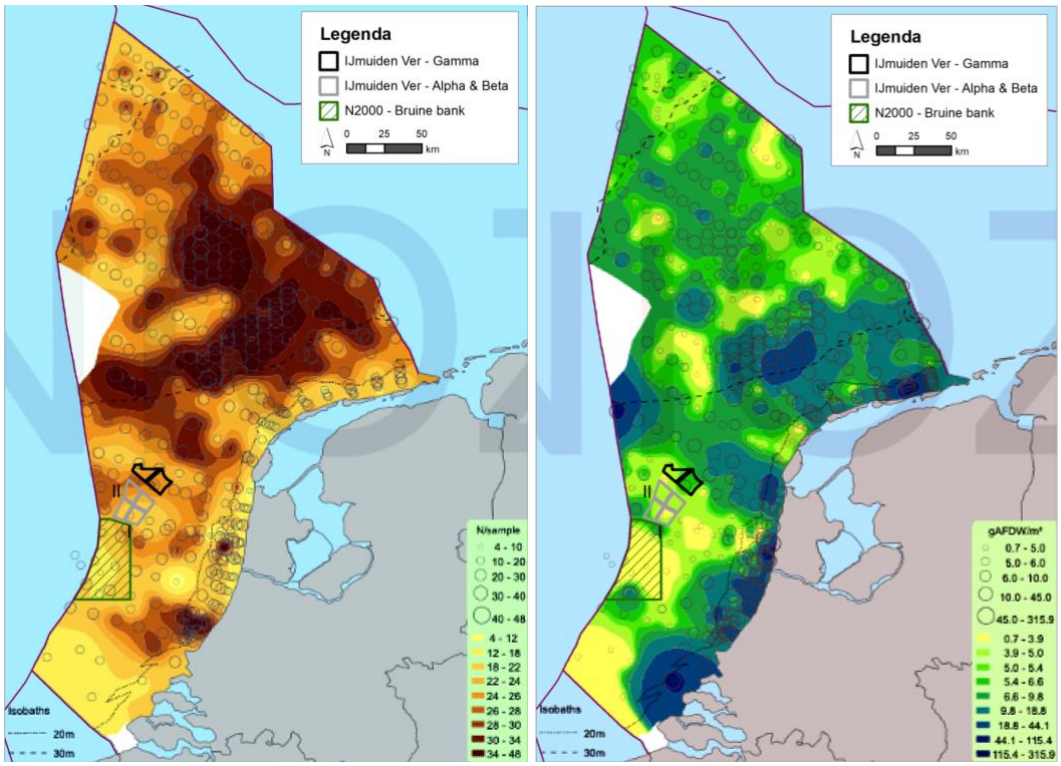
Conclusie

In het huidige plangebied zal de populatie vissen voornamelijk bestaan uit pelagische vissoorten zoals sprot, haring en horsmakreel. Deze soorten fungeren als prooi voor hogere trofische niveaus zoals zeevogels en zeezoogdieren. Ook bodemvissen zoals zandspiering en verschillende soorten platvissen komen hier veelvuldig voor, evenals migrerende soorten zoals de, in de KRM opgenomen, Europese aal. Bij bovengenoemde monitoringen op de Bruine Bank behoorden de zandspiering, schurftvis, dwergtong, horsmakreel, sprot en wijting tot de meest talrijkste soorten, afhankelijk van de bemonsteringstechniek. Van de beschermde soorten (conform KRM/OSPAR en haaienactieplan) werden kabeljauw, gevlekte rog en hondshaai gevangen. Het is daarmee aannemelijk dat in het plangebied voor Nederland relevante soorten voorkomen die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al*. 2016).

7.3 Benthos

7.3.1 Algemeen

Benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee wordt doorgaans gesproken over de benthosgemeenschap van het NCP. De meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch *et al*. 2008, Daan *et al.* 2009). Dit is ook zichtbaar op figuur 7.6 waar aan de hand van bodemschaafmonsters de soortenrijkdom en totale biomassa voor het NCP is weergegeven (Witbaard *et al.* 2013). In het plangebied wordt de bodem zoals eerder vermeld voor het grootste gedeelte gedomineerd door grofzand. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten zoals wormen en schelpdieren.



Figuur 7.6 *Een overzicht van de soortenrijkdom (links) en totale biomassa (rechts) aan megabenthos soorten op het NCP, met daarin aangegeven het plangebied van IJmuiden Ver en Natura 2000-gebied Bruine Bank (Witbaard et al. 2013).*

Ook typerend voor het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'biobouwers' of 'biogene riffen': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee. Voorbeelden hiervan zijn schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelp- en zandkokerwormen. Vroeger vormden riffen van platte oesters (*Ostrea edulis*) een belangrijk onderdeel van het Noordzee ecosysteem, maar inmiddels is die soort door overbevissing en natuurlijke factoren vrijwel verdwenen (Smaal *et al.* 2017). Er zijn dan ook geen waarnemingen van platte oesters in of nabij het plangebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver is daarnaast als ongeschikt aangeduid voor herstel van de soort op basis van abiotische en biotische factoren (Bos *et al.* 2019).

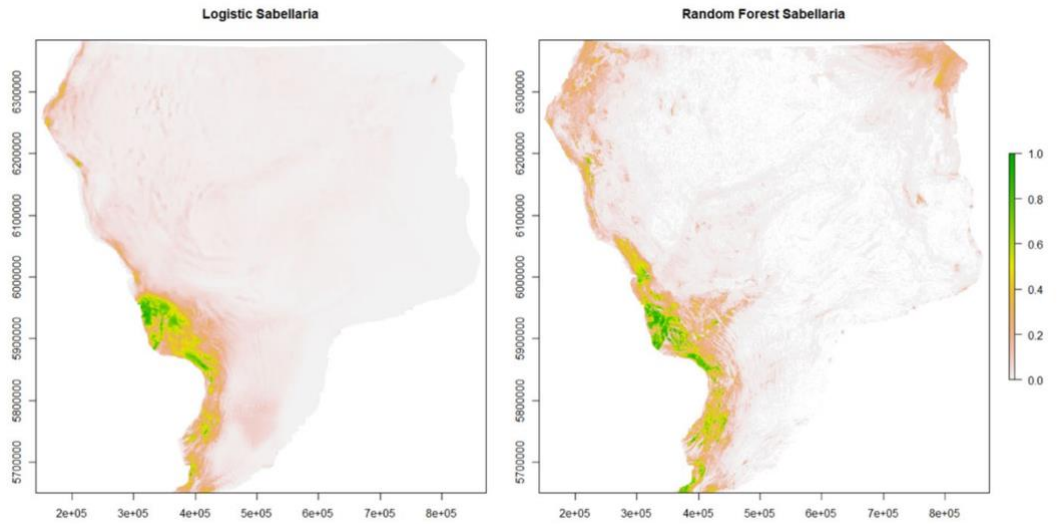
7.3.2 Beschermde benthos

De gestekelde zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) is een borstelworm die in een koker leeft die hij maakt van schelpfragmenten en grof zand. In de Noordzee komt de soort voor op zand- en grindbodems, rond randen van zandbanken en randen van geulen. De soort heeft een voorkeur voor gebieden met hoge troebelheid en matige stroming (van Duren *et al.* 2016). De soort komt zowel solitair voor als opeengepakt waarbij riffen worden gevormd van tot enkele meters breed leidend tot reliëf, van ca. 60 cm hoog, op de zeebodem. Deze zogenaamde *Sabellaria*-banken staan op de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats (OSPAR Agreement 2008b) en zijn opgenomen in de KRM. Volgens het Akkoord voor de Noordzee kunnen relevante locaties met zandkokerwormriffen

beschermd worden via ruimtelijke beschermingsmaatregelen onder de Habitatrichtlijn of de KRM.

Onderscheid moet worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken. De gevallen waarin de soort optreedt als biobouwer van biologische riffen worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee. *Sabellaria*-banken dragen evenals mosselbanken en oesterriffen bij aan de lokale biodiversiteit (van Duren *et al.* 2016, van der Reijden *et al.* 2021). Aan de hand van de voorspelde (gemodelleerde) verspreiding lijken *Sabellaria*-banken voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (figuur 7.7) (Herman & van Rees 2022). Echter, op de Bruine Bank zijn ook Sabellaria banken aangetroffen en recentelijk ook binnen kavel IJmuiden Ver Alpha (Bos *et al.* 2019, van der Reijden *et al.* 2019, Gaida *et al.* 2023). Buiten hun voorkomen op de Bruine Bank zijn *Sabellaria*-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog alleen bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019: https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019).

Losse individuen van *Sabellaria* zijn ook op andere locaties op het NCP waargenomen (Bakker *et al.* 2023), ook in de nabijheid van IJmuiden Ver Gamma (Orbicon, 2019), maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke rif-functie. Naar verwachting komen er geen andere rifbouwende soorten voor op de Bruine Bank (Herman & van Rees 2022). Ook al ligt kavel Gamma verder van de Bruine Bank dan kavels Alpha en Beta, ook binnen deze kavel zijn zandbanken aanwezig (figuur 7.1). De diepere troggen die binnen deze kavel voornamelijk voorkomen in het zuidoostelijk deel, voorheen kavel 5, zijn hierbij extra interessant. Immers, de locaties op de Bruine Bank en binnen IJmuiden Ver Alpha waar *Sabbellaria*-banken zijn aangetroffen lagen in de troggen tussen de zandbanken (van der Reijden *et al.* 2019, Gaida *et al.* 2023). Gezien de relatieve nabijheid van de *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank en binnen IJmuiden Ver Alpha en het vergelijkbare habitat in het plangebied is het aannemelijk dat er ook Sabellaria-banken aanwezig zijn binnen het plangebied.



Figuur 7.7 *Gemodelleerde voorspelde verspreiding ("predicted probability") van Sabellaria spinulosa in de Noordzee (Herman & van Rees 2022).*

7.3.3 Soortgemeenschap

Benthos in het plangebied: RVO boxcore

Binnen kavel Gamma zijn met een boxcore 30 bodemmonsters genomen voor onderzoek naar de aanwezige bodemdier-gemeenschappen. Resultaten van dit onderzoek zullen medio 2023 openbaar worden gemaakt (§5.1.4).

Benthos nabij het plangebied: MWTL-boxcore (lange termijn)

Op basis van data van de drie boxcore punten nabij het plangebied (nabij Natura 2000-gebied Bruine Bank; §5.1.4 en figuur 5.3) zijn soortenlijsten opgesteld van een top tien in dichtheid en biomassa per vierkante meter (tabel 7.3). De bemonsterde biomassa bestaat voor het grootste gedeelte uit de zeeklit (*Echinocardium cordatum*), terwijl in aantallen het bulldozerkreeftje (*Urothoe poseidonis*) het meest talrijk aanwezig is. Van de 88 taxa zijn er in totaal 75 tot op soort gedetermineerd (bijlage IV). De OSPAR-soorten noordkromp, platte oester en purperslak zijn niet waargenomen.

Tabel 7.3 *Top tien in gemiddelde dichtheid (links) en biomassa (rechts) per vierkante meter op de drie boxcore punten NRDZE0085, NRDZE0086 en NRDZE0087 in de periode 2002 – 2021.*

Soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m^2)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (mg/m^2)
Urothoe poseidonis	225,8	Zeeklit *Echinocardium cordatum*	4098,3
Bathyporeia elegans	175,6	Zaagje *Donax vittatus*	697,7
Nephtys cirrosa	138,2	Brede kleine zwaardschede *Ensis ensis phaxoides*	403,6
Wapenworm *Scoloplos armiger*	112,6	*Nephtys cirrosa*	254,0
Urothoe brevicornis	104,5	Zeeegels *Echinoidea*	213,4
Spiophanes bombyx	58,3	Wapenworm *Scoloplos armiger*	187,1
Zaagje *Donax vittatus*	56,1	Rechtsgestreepte platschelp *Tellina fabula*	177,2
Bathyporeia guilliamsoniana	55,4	Kleine zwaardschede *Ensis ensis*	173,9
Nephtys sp.	35,6	Grote heremietkreeft *Pagurus bernhardus*	169,6
Glanzende tepelhoren *Euspira nitida*	33,6	*Nephtys caeca*	141,9

Benthos op de Bruine Bank: MWTL-bodemschaaf

In 2019 en 2021 is er in het kader van het MWTL-programma bemonsterd met een bodemschaaf op negen locaties op de Bruine Bank. In tabel 7.4 is de top 20 soort(groep)en in totale biomassa en in totale aantallen weergeven voor deze negen locaties over de twee meetjaren. Dat deze soortenlijst zo verschilt van bovenstaande soortenlijst komt doordat bij deze methodiek alleen grote soorten op naam worden gebracht (die met het blote oog te determineren zijn). Binnen het bemonsterde gedeelte van de Bruine Bank zijn de kleine slangster (*Ophiura albida*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*), zaagje (*Donax vittatus)*, ovale strandschelp (*Spisula elliptica*) en nagelkrab (*Thia scutellata*) de meest voorkomende soorten. In biomassa domineren de Sparangoida waaronder de zeeklit. Op basis van de reeds geanalyseerde gegevens van 2019 blijkt dat de Bruine Bank een afwijkende dominante soortensamenstelling heeft ten opzichte van het door MWTL gedefinieerde Offshore gebied en overige bemonsterde gebieden (Doggersbank, Centrale Oestergronden, Friese Front en Oestergronden) (Verduin *et al.* 2020). Dit komt omdat de dichtheid en biomassa aan benthos hier laag is in vergelijking met de andere gebieden en er andere soorten meer voorkomen ten opzichte van de andere gebieden. Zo staat in al de andere deelgebieden de venusschelp (*Chamelea striatula*) in de top vijf, en vaak ook de kamster (*Astropecten irregularis*) en een hartvormige zee-egel (Spatangoida). De noordkromp en purperslak zijn ook tijdens deze bemonstering niet waargenomen op de Bruine Bank. De volledige soortenlijst is weergegeven in bijlage III.

Tabel 7.4 *Top 20 aan totaal aantal (links) en totaal gewicht (rechts) van de aangetroffen soort(groep)en tijdens bodemschaafbemonsteringen in 2019 en 2021 op negen locaties op de Bruine Bank.*

Soort(groep)	totaal aantal	soort(groep)	totaal gewicht
Ophiura albida	866	*Spatangoida*	2797
Donax vittatus	560	*Echinocardium cordatum*	1254,5
Ophiura ophiura	507	*Donax vittatus*	968,5
Spisula elliptica	182	*Ophiura ophiura*	912
Thia scutellata	121	*Ensis ensis*	382
Ensis ensis	101	*Liocarcinus holsatus*	360
Philocheras trispinosus	81	*Spisula elliptica*	283
Spisula subtruncata	78	*Ophiura albida*	281
Pagurus bernhardus	52	*Spisula subtruncata*	132,5
Liocarcinus holsatus	47	*Asterias rubens*	118
Abra prismatica	34	*Corystes cassivelaunus*	99,5
Echinocardium cordatum	30	*Thia scutellata*	80,5
Turritella communis	21	*Euspira catena*	72
Asterias rubens	20	*Spisula sp.*	62
Corystes cassivelaunus	19	*Liocarcinus marmoreus*	45,5
Processa sp.	12	*Turritella communis*	23
Liocarcinus marmoreus	10	*Philocheras trispinosus*	19,5
Euspira catena	9	*Pagurus bernhardus*	15
Processa modica	9	*Goneplax rhomboides*	14

Benthos op de Bruine Bank: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 heeft Oceana 204 taxa op de Bruine Bank aangetroffen waarvan er 134 tot op soort zijn gedetermineerd. Op videobeelden van de zachte bodem vielen (in aantallen) voornamelijk de gewone zeester (*Asterias rubens*) en gewone slangster (*Ophiura ophiura*) op, evenals de hydroïdpoliep (*Hydractinia echinata*), gewone heremietkreeft (*Pagurus bernhardus*) en schelpkokerworm (*Lanice conchilega*). In de bodem werden door de VanVeenhapper monsters voornamelijk tweekleppigen (23 soorten), stekelhuidigen (voornamelijk zeeboontje *Echinocyamus pusillus* en slangensterren *Ophiura sp.*), en kreeftachtigen zoals amphipoda en copepoda waargenomen. Ook zijn er op drie locaties *Sabbellaria*-banken met een totaal oppervlak van 1023 m^2 aangetroffen, die op diepere locaties tussen zandribbels lagen (van der Reijden *et al.* 2019). Hier werden verschillende soorten mee geassocieerd zoals verschillende soorten krabben waaronder het porseleinkrabbetje en zwemkrabben (*Liocarcinus sp.*). Ook werden twee kunstmatig harde substraten (wrakken) bemonsterd in het gebied. Deze waren bedekt met sessiele soorten, voornamelijk zeeanemonen en sponzen, en werden ook veel mobiele soorten waargenomen zoals kreeftachtigen (crustacea).

Conclusie

Van het plangebied zijn nog geen gegevens beschikbaar over de daar voorkomende benthosgemeenschap. Data van de benthos-bemonstering binnen het plangebied zullen medio 2023 beschikbaar komen. Bij benthos-bemonsteringen nabij het plangebied, op de

Bruine Bank, bleken zeeklit, zaagje en verschillende soorten slangensterren veel voor te komen. Zoals ook weergegeven in figuur 7.6 zijn er Natura 2000-gebieden in de Noordzee waar twee keer zoveel soorten voorkomen als op deze locatie. Zo staan de Doggersbank en het Friese Front bekend om hun rijkdom van benthossoorten. De Bruine Bank valt hiermee niet onder de gebieden met de meest soortenrijke benthosgemeenschap van het NCP.

Wel zijn er *Sabellaria*-banken aangetroffen op de Bruine Bank. Deze zijn aangemerkt als OSPAR-habitat (en opgenomen in KRM). Gezien de nabijheid van de *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat in het plangebied bestaat een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn. Naar verwachting komen er verder geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016) zoals de noordkromp, purperslak en platte oester.



DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD



8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen

De effecten van IJmuiden Ver worden bepaald en beoordeeld voor de diverse fasen van ontwikkeling en gebruik van het windenergiegebied.

8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal tijdens de **constructie** habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket of tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met meer turbines meer geheid moet worden dan voor de alternatieven met minder turbines, is de impact, gezien de omvang en tijdelijkheid van de effecten, niet wezenlijk verschillend tussen de alternatieven. Alleen de duur van verstoring is anders. Bovendien is de duur weersafhankelijk.

De omvang van de verstoring door de constructie van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische temporele planning worden de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een grotere negatieve verandering ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. De alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de verschillen in negatieve effecten niet zodanig groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of dat dit mogelijk effecten heeft op beschermde gebieden.

Bij de constructie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver varen schepen van en naar het windpark. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER's voor windparken op zee werd een maximum van 10 schepen per dag aangehouden. De scheepvaartbewegingen voor aanvoer van materieel zullen leiden tot een toename van geluid/trillingen en verlichting in het gebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid, trillingen en verlichting als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De **verwijdering** van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter

aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een realistische temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels marginaal negatief zijn (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog weinig ervaring met het afbreken van offshore windparken. Verwacht wordt dat zeevogels worden verstoord door de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring (effectbeoordeling: 0/-). Relatief hoge dichtheden van zeevogelsoorten die gevoelig zijn voor geluid en verstoring door schepen worden alleen in de winter en het vroege voorjaar verwacht. Later in het voorjaar en in de zomer zijn de meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en vóór oktober komen de meeste vogels ook niet terug. IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase

In onderhavig rapport wordt getoetst of aanvaringen, habitatverlies, barrièrewerking en indirecte effecten significante invloed kunnen hebben op beschermde vogelsoorten en/of op Natura 2000-gebieden die voor vogelsoorten aangewezen zijn.

8.2.1 Effecten op beschermde vogelsoorten

In dit rapport is het stochastische Collision Risk Model gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Aanvaringen

Jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor de zes alternatieven voor IJmuiden Ver kavel Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 8.1. Verder zijn in tabel 8.2-8.7 de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringsslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven. Deze gegevens worden verder gebruikt in §8.2 – 8.4.

Het maximum aantal jaarlijkse slachtoffers wordt voorspeld bij het 15% overplantingscenario van alternatief 1c, met 153 turbines van 15 MW, in totaal naar schatting 2.826 vogelslachtoffers, en kunnen we daarom dit scenario als worst-case beschouwen (tabel 8.1). Het overgrote deel van deze slachtoffers zullen volgens de voorspellingen zangvogels op seizoenstrek zijn, namelijk 2.653. Bij dit scenario wordt bij

trekvogels ook onder ganzen en zwanen een relatief groot aantal slachtoffers verwacht (42). Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht. Van de zeevogels is volgens de berekeningen de grote mantelmeeuw de soort met de meeste aanvaringsslachtoffers, namelijk 40. Voor drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw en jan-van-gent worden respectievelijk maximaal 21, 18 en 15 slachtoffers verwacht. Van de overige soorten wordt voor zilvermeeuw en dwergmeeuw een aantal aanvaringsslachtoffers verwacht van respectievelijk 10 en 6. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in tabel 8.1), of slechts enkele slachtoffers (grote stern, visdief/noordse stern, zeekoet).

Alternatief 2a, met turbines van 20 MW, zonder het overplantingscenario kan als best-case scenario worden beschouwd vanwege de verwachte 2.371 aanvaringsslachtoffers als laagste aantal tussen de verschillende scenario's (tabel 8.1). Ook deze slachtoffers zullen naar verwachting merendeels zangvogels zijn, namelijk 2.246. Het maximale aantal slachtoffers van grote mantelmeeuwen ligt met 29 slachtoffers ca. 28% lager dan bij het worst-case scenario. Hetzelfde geldt voor zowel drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw en jan-van-gent, met respectievelijk 14, 13 en 10 slachtoffers in dit best-case scenario. Voor zilvermeeuw en dwergmeeuw voorspelt het model een maximaal aantal slachtoffers van respectievelijk 7 en 4.

Temporele patronen

Voor grote mantelmeeuw geldt voor alle alternatieven dat de meeste aanvaringsslachtoffers worden verwacht in het najaar, namelijk oktober en november (Tabel 8.2, 8.3, 8.4, 8.5, 8.6 en 8.7). Dit is in tegenstelling tot de kleine mantelmeeuw en de jan-van-gent, waarbij de meeste slachtoffers juist in het zomerhalfjaar worden verwacht. Ook voor de zilvermeeuw worden relatief hoge aantallen slachtoffers in de zomer verwacht, maar ook midden in de winter. Voor de drieteenmeeuw worden de hoogste aantallen slachtoffers berekend voor december/januari. Bij dwergmeeuw is dit juist in het voorjaar.

Beoordeling

In Kavel Gamma van IJmuiden Ver worden de effecten van aanvaringen op alle vogelsoorten kleiner bij de alternatieven met de minste turbines (Alternatieven 2) (effectbeoordeling: -) dan bij de alternatieven met meer turbines (Alternatieven 1; effectbeoordeling: --). Verder zijn de effecten van de overplantingscenario's met meer windturbines groter dan zonder overplanting.

Tabel 8.1 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor zes alternatieven van een windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit Waggitt et al. (2020) voor jan-van-gent en ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen voor de overige zeevogelsoorten (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b, specifiek voor zilvermeeuw: Soudijn et al. 2022) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012).*

	alternatief 1			alternatief 2		
soort	1a (134 * 15MW)	1b (140 * 15MW)	1c (153 * 15MW)	2a (100 * 20MW)	2b (106 * 20MW)	2c (115 * 20MW)
duiker *spec*.	<1	<1	<1	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1	<1	<1	<1
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1	<1	<1
aalscholver	<1	<1	<1	<1	<1	<1
jan-van-gent	14	14	15	10	11	12
kleine mantelmeeuw	16	17	18	13	13	15
zilvermeeuw	9	9	10	7	8	8
grote mantelmeeuw	35	37	40	29	31	34
dwergmeeuw	5	5	6	4	4	5
drieteenmeeuw	18	19	21	14	15	16
grote stern	2	2	2	1	1	1
visdief/noordse stern	2	2	2	1	1	2
zeekoet	<1	1	1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1	<1	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1	<1
ganzen en zwanen	37	39	42	33	35	38
eenden	2	2	2	1	2	2
reigers	0	0	0	0	0	0
roofvogels en uilen	3	3	3	3	3	3
steltlopers	7	7	8	6	7	7
zangvogels	2.324	2.428	2.653	2.246	2.380	2.582
Totaal	**2.475**	**2.586**	**2.826**	**2.371**	**2.513**	**2.727**

Tabel 8.2 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 1a met 134 * 15MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	mrt	Apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,5	0,5	0,8	1,1	1,4	1,7	1,9	1,8	1,6	1,1	0,6	0,5	**14**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,5	0,6	1,8	2,0	2,8	2,9	2,1	2,0	0,6	0,6	0,0	**16**
zilvermeeuw	1,1	0,5	0,6	0,1	0,1	1,4	1,4	0,4	0,3	0,8	0,6	1,1	**9**
grote mantelmeeuw	3,7	2,5	2,9	0,8	0,8	0,7	0,7	2,2	2,1	7,9	7,2	3,6	**35**
dwergmeeuw	0,0	0,0	0,1	2,1	2,3	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**5**
drieteenmeeuw	2,7	1,5	1,6	1,7	1,9	0,9	0,9	0,6	0,6	1,7	1,6	2,7	**18**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	**2**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,7	0,8	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**2**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**<1**
alk	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Tabel 8.3 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 1b met 140 * 15MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	Mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,5	0,5	0,8	1,2	1,5	1,7	2,0	1,9	1,7	1,1	0,7	0,5	**14**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,5	0,6	1,9	2,1	3,0	3,0	2,2	2,1	0,6	0,6	0,0	**17**
zilvermeeuw	1,2	0,5	0,7	0,1	0,1	1,5	1,5	0,4	0,3	0,8	0,6	1,1	**9**
grote mantelmeeuw	3,9	2,7	3,0	0,8	0,9	0,7	0,7	2,3	2,2	8,3	7,6	3,8	**37**
dwergmeeuw	0,0	0,0	0,1	2,2	2,4	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	**5**
drieteenmeeuw	2,8	1,5	1,7	1,8	2,0	0,9	0,9	0,7	0,6	1,8	1,6	2,8	**19**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	**2**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,7	0,9	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**2**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**1**
alk	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Tabel 8.4 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 1c met 153 * 15MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,6	0,6	0,9	1,3	1,6	1,9	2,2	2,1	1,8	1,2	0,7	0,6	**15**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,6	0,6	2,1	2,3	3,2	3,3	2,4	2,3	0,7	0,6	0,0	**18**
zilvermeeuw	1,3	0,6	0,7	0,1	0,1	1,6	1,6	0,4	0,4	0,9	0,7	1,2	**10**
grote mantelmeeuw	4,2	2,9	3,3	0,9	0,9	0,8	0,8	2,6	2,4	9,0	8,3	4,2	**40**
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	2,4	2,7	0,0	0,0	0,3	0,3	0,1	0,0	0,0	**6**
drieteenmeeuw	3,1	1,7	1,9	2,0	2,1	1,0	1,0	0,7	0,7	1,9	1,8	3,0	**21**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5	0,1	0,1	0,5	0,4	0,0	0,0	0,0	**2**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,8	0,9	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	**2**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**1**
alk	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Tabel 8.5 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 2a met 100 * 20MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	Mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,4	0,4	0,6	0,8	1,1	1,2	1,4	1,4	1,2	0,8	0,5	0,4	**10**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,4	0,4	1,5	1,6	2,3	2,3	1,7	1,6	0,5	0,4	0,0	**13**
zilvermeeuw	1,0	0,4	0,5	0,1	0,1	1,2	1,2	0,3	0,3	0,7	0,5	0,9	**7**
grote mantelmeeuw	3,1	2,1	2,4	0,6	0,7	0,6	0,6	1,9	1,8	6,6	6,0	3,0	**29**
dwergmeeuw	0,0	0,0	0,0	1,6	1,8	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**4**
drieteenmeeuw	2,1	1,1	1,3	1,4	1,5	0,7	0,7	0,5	0,5	1,3	1,2	2,1	**14**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	**1**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,5	0,6	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**1**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**<1**
alk	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Tabel 8.6 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 2b met 106 * 20MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	Mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,4	0,4	0,6	0,9	1,1	1,3	1,5	1,5	1,3	0,8	0,5	0,4	**11**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,4	0,5	1,5	1,7	2,4	2,4	1,8	1,7	0,5	0,5	0,0	**13**
zilvermeeuw	1,0	0,4	0,6	0,1	0,1	1,3	1,3	0,3	0,3	0,7	0,6	0,9	**8**
grote mantelmeeuw	3,3	2,2	2,5	0,7	0,7	0,6	0,6	2,0	1,9	7,0	6,4	3,2	**31**
dwergmeeuw	0,0	0,0	0,0	1,7	1,9	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**4**
drieteenmeeuw	2,2	1,2	1,4	1,4	1,6	0,7	0,7	0,5	0,5	1,4	1,3	2,2	**15**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	**1**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,6	0,7	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**1**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**<1**
alk	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Tabel 8.7 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 2c met 115 * 20MW in kavel Gamma van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
ongedeterm. duiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
noordse stormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	**<1**
jan-van-gent	0,4	0,4	0,7	1,0	1,2	1,4	1,6	1,6	1,4	0,9	0,5	0,4	**12**
kleine mantelmeeuw	0,0	0,4	0,5	1,7	1,8	2,6	2,7	1,9	1,8	0,6	0,5	0,0	**15**
zilvermeeuw	1,1	0,5	0,6	0,1	0,1	1,4	1,4	0,3	0,3	0,8	0,6	1,0	**8**
grote mantelmeeuw	3,5	2,4	2,7	0,7	0,8	0,6	0,6	2,1	2,0	7,6	6,9	3,5	**34**
dwergmeeuw	0,0	0,0	0,0	1,9	2,1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	**5**
drieteenmeeuw	2,4	1,3	1,5	1,6	1,7	0,8	0,8	0,6	0,5	1,5	1,4	2,4	**16**
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	**1**
visdief/noordse stern	0,0	0,0	0,0	0,6	0,7	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	**2**
zeekoet	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	**<1**
alk	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**<1**

Habitatverlies

Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal zodoende

geen sprake zijn (§5.2.2). Daarom focussen we hieronder verder op effecten van habitatverlies op zeevogels.

Effecten
Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale niet-broedende zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door windparken op zee worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied IJmuiden Ver (zie hoofdstuk 7). Andere soorten, zoals alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied IJmuiden Ver vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee, doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een platform op zee of een geankerd schip. Op het werkplatform van windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) platforms op zee elders in de Noordzee (Geelhoed *et al.* 2011). De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen kan ook te maken hebben met de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen (Boon *et al.* 2018). Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval mag bodemberoerende visserij niet binnen het windpark plaats vinden. Mogelijk kan een concentratie van kotters langs de randen van het windpark optreden, als vissers graag daar vissen, met als gevolg een verhoogde concentratie aan meeuwen. Recente studies toonden aan dat gezenderde meeuwen Nederlandse, Belgische en Engelse windparken in mindere mate bezochten dan gebieden buiten de windparken (Gyimesi *et al.* 2018a, Vanermen *et al.* 2022), mogelijk omdat meeuwen tijdens hun foerageertochten vissersschepen volgen die niet in windparken mogen komen.

Om het effect van habitatverlies te kwantificeren wordt een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aangehouden (zie §5.2.2). Omdat niet 100% van de aanwezige vogels worden verstoord, worden de lokale dichtheden gecorrigeerd met hun soort-specifieke macro-uitwijkingspercentages (Tabel 8.8).

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver kavel Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 42 slachtoffers per jaar. Ook bij de alk zullen met name door habitatverlies slachtoffers verwacht worden, jaarlijks 13 individuen. Van de overige soorten wordt met naar schatting 9 slachtoffers bij drieteenmeeuwen de grootste impact van habitatverlies door het windpark verwacht. Onder de resterende soorten wordt jaarlijks maximaal 5 slachtoffers verwacht door verlies van habitat.

Beoordeling
De effecten van habitatverlies op zeevogels verschillen tussen de alternatieven niet en worden derhalve allemaal als negatief beoordeeld (-). Een eventuele hogere tipsnelheid en, daarmee gepaard gaand, een hoger geluidsniveau zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht ervoor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit op basis van huidige aannames, waarbij uitgangspunt is dat geen gewenning optreedt, een beter alternatief wat betreft de effecten

van habitatverlies. Op trekkende landvogels worden geen effecten van habitatverlies verwacht.

Tabel 8.8 *Maximaal verwacht jaarlijks aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver met oppervlak van 227 km². Dichtheden (aantal vogels/km²) voor jan-van-gent op basis van Waggitt et al. (2020) en dichtheden (aantal vogels/km²) voor de overige soorten uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b). Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een aangenomen sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor alle zes de alternatieven van kavel Gamma. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

	tweemaandelijkse dichtheden							
soort	aug - sep	okt - nov	dec - jan	feb - maa	apr - mei	jun - jul	macro-uitwijking.	sterfte #
duiker *spec.*	0,00	0,00	0,01	0,03	0,02	0,00	90%**	**0**
noordse stormvogel	0,16	0,30	0,67	0,16	0,27	0,15	80%**	**5**
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	80%***	**<1**
grote jager	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	80%***	**<1**
aalscholver	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50%**	**<1**
jan-van-gent	0,14	0,10	0,07	0,07	0,10	0,12	81,6%*	**2**
dwergmeeuw	0,13	0,03	0,02	0,03	1,16	0,00	80%**	**4**
kl. mantelmeeuw	0,50	0,16	0,00	0,15	0,47	0,67	63,9%*	**5**
zilvermeeuw	0,06	0,17	0,32	0,13	0,02	0,21	44,2%*	**2**
grote mantelmeeuw	0,11	0,42	0,21	0,15	0,04	0,03	46,9%*	**2**
drieteenmeeuw	0,27	0,79	1,35	0,77	0,79	0,36	57,5%*	**9**
grote stern	0,15	0,00	0,00	0,00	0,14	0,02	70%**	**<1**
visdief/noordse st.	0,15	0,00	0,00	0,00	0,84	0,01	70%**	**3**
zeekoet	0,92	3,06	3,99	2,60	3,18	0,15	80%**	**42**
alk	0,00	0,78	1,32	2,00	0,08	0,00	80%**	**13**
papegaaiduiker	0,00	0,01	0,02	0,05	0,00	0,00	80%****	**<1**

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden (effectbeoordeling: 0), omdat voor deze soorten er geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen van een windpark is minimaal in verhouding tot de totale trekroute van trekvogels (Masden *et al.* 2009). Wel wordt met IJmuiden Ver Gamma de grotendeels aaneengesloten lengte van de IJmuiden Ver windparken aanzienlijk vergroot, die ook haaks ligt op de vliegroute van trekkende landvogels tussen Nederland en Engeland. Bovendien komt IJmuiden Ver Gamma in een lijn te liggen tussen Nederland en Engeland waar eerder nog geen windpark lag. Voor die redenen worden de effecten van barrièrewerking op trekkende landvogels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar de verstoring van zeevogels is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen op jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking op meeuwen. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij IJmuiden Ver kavel Gamma zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt er, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud op zeevogels worden daarom voor alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011, de Backer *et al.* 2021). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van offshore windparken wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering op zeevogels worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting

Er zijn zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-).

8.2.2 Potentiële reductie in aanvaringsslachtoffers bij tiplaagte-verhoging

In het kader van de beoordeling van de effecten van een operationeel windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma is voor de zes meest kritische zeevogelsoorten (drieteenmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent) een aanvullende berekening gedaan om het potentiële effect van een tiplaagte-verhoging in kaart te brengen. Een verhoging van de tiplaagte van windturbines kan bijdragen aan het verminderen van het aantal vogelslachtoffers door aanvaringen.

Hiervoor is voor elk van de bovengenoemde soorten het gemiddeld aandeel vogels op rotorhoogte berekend bij tiplaagtes van 25 meter en 35 meter voor zowel de 15MW turbine als de 20MW turbine. Een tiplaagte van 25 meter was het uitgangspunt van berekeningen uit voorgaande paragrafen, zoals ook uit Tabel 1.1 blijkt. Voor de volgende berekening is gebruik gemaakt van dezelfde vlieghoogteverdelingen en turbinekarakteristieken (rotordiameter) zoals die in voorliggend rapport gebruikt zijn in de berekeningen van het aantal aanvaringsslachtoffers onder de betreffende soorten.

Het percentage vogels op rotorhoogte bij een tiplaagte-verhoging van 25 meter naar 35 meter daalt voor alle berekende soorten bij zowel de turbine van 15MW als die van 20MW (Tabel 8.9). De grootste afname in het aandeel vogels op rotorhoogte is te verwachten bij drieteenmeeuw (61%) en de minste afname bij grote mantelmeeuw (ca. 20%). Een afname in het aandeel vogels op rotorhoogte zal leiden tot een procentueel soortgelijke afname in het aantal aanvaringsslachtoffers. Dat wil zeggen dat voor bijvoorbeeld drieteenmeeuw rond de 61% minder slachtoffers zijn te verwachten bij een tiplaagte van 35 meter ten opzichte van 25 meter.

Tabel 8.9 *Gemiddeld aandeel vogels op rotorhoogte bij een tiplaagte van 25 meter en 35 meter voor de turbines van 15MW en 20MW en voor de zes meest kritische zeevogelsoorten. De laatste kolom geeft de relatieve reductie van het aandeel vogels op rotorhoogte weer bij een tiplaagte-verhoging van 25 naar 35 meter.*

		% op rotorhoogte bij tiplaagte:		
soort	**turbine**	**25 m**	**35 m**	**reductie**
drieteenmeeuw	15MW	9%	3%	-61,3%
	20MW	9%	3%	-61,3%
grote mantelmeeuw	15MW	43%	34%	-20,7%
	20MW	47%	38%	-19,3%
zilvermeeuw	15MW	23%	17%	-23,6%
	20MW	25%	19%	-22,0%
kleine mantelmeeuw	15MW	22%	15%	-33,0%
	20MW	23%	15%	-32,1%
dwergmeeuw	15MW	11%	6%	-49,5%
	20MW	11%	6%	-49,5%
jan-van-gent	15MW	29%	18%	-37,9%
	20MW	29%	18%	-37,8%

8.2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Aanvaringen en habitatverlies

Zoals in §6.1.2 al is beschreven, worden de effecten van IJmuiden Ver kavel Gamma uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen en voor de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver kavel Gamma ligt niet binnen de foerageerrange (cf. Woodward *et al.*2019) van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden voorspellen minder dan 1 slachtoffer door aanvaringen en habitatverlies voor de kolonies in de Natura 2000-gebieden Waddenzee en Duinen Vlieland (zie Tabel 8.11 – Tabel 8.16 voor de verschillende alternatieven). Dit geldt voor alle scenario's, behalve het worst-case alternatief met 153 * 15MW turbines waarin 1 slachtoffer als gevolg van aanvaringen en habitatverlies wordt voorspeld voor vogels uit Duinen Vlieland. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 6 vogels voor deze kolonie (Tabel 8.10). In de kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zullen naar verwachting bij alle scenario's meerdere jaarlijkse slachtoffers vallen (zie Tabel 8.11 – Tabel 8.16 voor de verschillende alternatieven). Omdat de 1%-mortaliteitsnorm van deze kolonie op 14 vogels ligt (Tabel 8.10), ligt voor deze kolonie de maximale additionele sterfte op maximaal 0,22% van de natuurlijke mortaliteit bij het 15%-overplantingscenario van alternatief 1 als worst-case scenario. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd (zie § 5.2.4 voor beschrijving beoordelingsnormering). Vanwege het optreden van voorspelde sterfte die niet tot significante negatieve effecten leidt, worden aanvaringen en habitatverlies op broedvogels uit beschermde natuurgebieden als negatief beoordeeld (-).

Tabel 8.10 *Het aantal broedparen, natuurlijke sterfte en 1%-mortaliteitsnorm van kleine mantelmeeuwen in de relevante Natura 2000-gebieden. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mortaliteitsnorm
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14
Duinen Vlieland	3.359	605	6
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38

Tabel 8.11 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1a. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. Voor de overige zes alternatieven zie de vervolgtabellen genummerd b t/m f.*

134 * 15MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,4	0,10%	1,6	0,11%	3,0	0,21%
Duinen Vlieland	<1	0,08%	<1	0,08%	<1	0,16%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,01%

Tabel 8.12 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1b.*

140 * 15MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,5	0,10%	1,6	0,11%	3,1	0,21%
Duinen Vlieland	<1	0,08%	<1	0,08%	<1	0,16%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,01%

Tabel 8.13 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1c.*

153 * 15MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,6	0,11%	1,6	0,11%	3,2	0,22%
Duinen Vlieland	<1	0,09%	<1	0,08%	1,0	0,17%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,02%

Tabel 8.14 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 2a.*

100 * 20MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,1	0,08%	1,6	0,11%	2,7	0,19%
Duinen Vlieland	<1	0,06%	<1	0,08%	<1	0,15%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,01%

Tabel 8.15 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 2b.*

106 * 20MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,2	0,08%	1,6	0,11%	2,8	0,19%
Duinen Vlieland	<1	0,06%	<1	0,08%	<1	0,15%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,01%

Tabel 8.16 *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 2c.*

115 * 20MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. stefte	#	addit. stefte	#	addit. stefte
Duinen Texel	1,3	0,09%	1,6	0,11%	2,9	0,20%
Duinen Vlieland	<1	0,07%	<1	0,08%	<1	0,15%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,01%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een

dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels bereikbaar is, maar aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee en wordt het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011, de Backer *et al.* 2021). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van offshore windparken wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De verwachte toename in benthos en vissen zorgt dus mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de *worst case*-situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten (0/-). Gezien de beperkte omvang van effecten in de *worst case*-situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

8.2.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals in paragraaf 2.1.4 al werd beargumenteerd worden hier vooral de effecten voor Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front beoordeeld. Voor de overige Natura 2000-gebieden geldt dat effecten kunnen worden uitgesloten met als uitzondering op de dwergmeeuw en/of grote stern van Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en Voordelta. Voor de twee laatste gebieden worden alleen die soorten behandeld.

Onder de overige soorten zeevogels zijn in Nederland twee offshore-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels: de Bruine Bank voor de jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk en het Friese Front voor de zeekoet. Hieronder worden de verwachte effecten als gevolg van habitatverlies en aanvaringen op de hierboven genoemde vogelsoorten uit deze Natura 2000-gebieden besproken.

Tabel 8.1 geeft het aantal berekende aanvaringslachtoffers, terwijl het aantal slachtoffers vanwege habitatverlies wordt gegeven in tabel 8.8.

Zeevogels als niet-broedvogels in Nederlandse Natura 2000-gebieden

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de niet-broedvogelsoorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behoudsdoelstelling.

Van deze soorten worden voor *grote jager* geen jaarlijkse slachtoffers verwacht in kavel Gamma van IJmuiden Ver. Effecten op het behalen van de IHD van deze soort van de Bruine Bank zijn uitgesloten.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers als gevolg van aanvaringen in IJmuiden Ver Gamma berekend zodat effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden.

Voor aanvaringen geldt dat het belangrijk om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit het beschermde natuurgebied om zo te kunnen bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het Natura 2000-gebied. Er is aangenomen voor de beoordeling van de effecten op de betreffende niet-broedvogelsoorten dat zeevogels zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, de worst-case aanname is gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van Natura 2000-gebieden Dat betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden. Deze aanname houdt in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de Bruine Bank.

Voor grote mantelmeeuw en dwergmeeuw zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd in het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en voor jan-van-gent voor het MER van IJmuiden Ver Alpha en Beta (Potiek & Gyimesi 2023). De uitkomsten van deze studies tonen aan dat volgens de ALI-normering geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor *jan-van-gent, grote mantelmeeuw* en *dwergmeeuw*. Verder geldt dat deze soorten in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende, trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium). De aanwezige aantallen vogels liggen met andere woorden zo ver boven het aanwijscriterium dat we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers als gevolg van een windpark in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Op basis van deze argumenten kunnen significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor een windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Onder *zeekoeten* wordt één aanvaringsslachtoffer bij twee van de onderzochte windparkscenario's van IJmuiden Ver Gamma voorspeld (zie tabel 8.1). Voor zeekoet zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor het MER van IJmuiden Ver Alpha en Beta (Potiek & Gyimesi 2023). De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied voor de zeekoet is gebaseerd op 15.620 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie voor de zeekoet. Tellingen uit het aanwijsbesluit laten echter zien dat in het gebied tot bijna twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 op basis van Fijn & de Jong 2019). Bovendien nemen aantallen zeekoeten sinds 1991 significant toe op de Nederlandse Noordzee (Fijn *et al*. 2022), wat ook aangeeft dat het met deze soort goed gaat en waardoor landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de IHD's op gebiedsniveau) niet onder druk staan. Daarmee kan voor de Bruine Bank het aantal berekende slachtoffers onder zeekoeten vanwege aanvaringen als incidenteel beschouwd worden.

Vanwege hun lage vlieghoogte worden bij *alken* uitsluitend en bij zeekoeten voornamelijk slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht. De kortste afstand tussen kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver en Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt ca. 28 km. Er is dus geen sprake van direct habitatverlies. De verstoringseffecten van windturbines kunnen echter verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016), maar vanwege de voor alkachtigen geadviseerde verstoringsafstand van 2-3 km (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015) speelt dit effect niet voor het plangebied. De afstand tussen Natura 2000-gebied en het windpark is te groot. Directe verstoring van alkachtigen door het windpark is uitgesloten.

Omdat onder alken en zeekoeten nauwelijks aanvaringsslachtoffers vallen, ondervinden zij ook geen directe sterfte bij verstoring, ook niet bij externe werking door habitatverlies. Alken en zeekoeten die eventueel vanuit het Natura 2000-gebied Bruine Bank in het windenergiegebied terecht zouden komen, zullen geen direct risico lopen op een aanvaring, en kunnen daarom ongedeerd terugkeren naar het beschermde natuurgebied. Kwaliteit en draagkracht van de Bruine Bank worden dus niet aangetast door een windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver. Effecten van habitatverlies worden daarom uitgesloten. Op basis van bovenstaande argumenten kan een significant negatief effect van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op de alken en zeekoeten in het Natura 2000-gebied de Bruine Bank uitgesloten worden.

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor *zeekoet*. In kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt sterfte onder zeekoeten verwacht. Dit zijn merendeels slachtoffers als gevolg van habitatverlies (tabel 8.8), en één slachtoffer als gevolg van aanvaringen (tabel 8.1). Kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op ca. 48 km van het Natura 2000-gebied Friese Front. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. Kwaliteit en draagkracht van het Friese Front worden niet aangetast als het ene zeekoetslachtoffer door een aanvaring in windpark in IJmuiden Ver Gamma uit Natura 2000-gebied Friese Front afkomstig was. De IHD van behoud voor deze soort komt door dit slachtoffer niet in gevaar. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op zeekoeten uit het Natura 2000-gebied Friese Front uitgesloten worden**.**

Noordzeekustzone en Voordelta

Beide Nederlandse Natura 2000-gebieden liggen langs de kust. Zij zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD ('behoud') kennen. Voor deze niet-broedvogelsoorten zijn de voorspelde aantallen slachtoffers echter laag (namelijk 10 onder dwergmeeuwen en 3 onder grote sterns) en de afstand tot de Natura 2000-gebieden zo groot (103 km tot de Voordelta en 44 km tot de Noordzeekustzone) dat het niet redelijkerwijs te verwachten is dat vogels uit deze Natura 2000-gebieden meer dan incidenteel slachtoffer zullen worden in IJmuiden Ver Gamma. Ondanks dat voor niet-broedvogels geen foerageerranges bekend zijn, geldt voor broedende grote sterns een gemiddelde foerageerrange van 9 km (Woodward *et al.*2019), waarmee IJmuiden Ver Gamma ruim buiten het bereik zou zijn vanuit de Natura-2000 gebieden. Voor dwergmeeuwen is zelfs voor broedvogels geen foerageerrange bekend, maar de foerageerafstanden schalen in het algemeen met lichaamsgrootte. Voor kleine meeuwen en sterns geldt een foerageerrange dat vergelijkbaar is met die van de grote stern. Daarom wordt ervan uitgegaan dat IJmuiden Ver Gamma slechts incidenteel bereik zal worden door grote sterns en dwergmeeuwen vanuit de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone en daarom een (zeer) kleine fractie zouden vormen van de aantallen slachtoffers onder deze soorten in het windenergiegebied. Derhalve kan uitgesloten worden dat door IJmuiden Ver Gamma de kwalitatieve

instandhoudingsdoelstelling van behoud van de grote stern (in Voordelta) en dwergmeeuw (zowel Voordelta als Noordzeekustzone) in het geding komt.

Samenvatting zeevogels als niet-broedvogels in Nederlandse Natura 2000-gebieden
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve cumulatieve effecten op alle zeevogelsoorten in Nederlandse Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Zeevogels in buitenlandse beschermde natuurgebieden
Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op *zeevogelsoorten* waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden
Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land IJmuiden Ver Gamma doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Uit tabel 8.1 blijkt dat onder de soortengroepen ganzen en zwanen (maximaal 42 slachtoffers), eenden (maximaal 2 slachtoffers), steltlopers (maximaal 8 slachtoffers), zangvogels (maximaal 2.653 slachtoffers), roofvogels en uilen (maximaal 3 slachtoffers) aanvaringen kunnen voorkomen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een IHD voor Natura 2000-gebieden als niet-broedvogelsoort hebben. De genoemde aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen onder exemplaren uit Natura 2000-gebieden vallen, maar ook onder exemplaren uit andere gebieden. Hieronder zijn soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Bij gebrek aan betere kennis mogen we redelijkerwijs aannemen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding zullen zijn tot de populatiegrootte. Voor alle mogelijke soorten die IJmuiden Ver Gamma kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en zeker ten opzichte van de IHD's die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken die in de periode van de Routekaart 2023 ontwikkeld zullen worden (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) zou blijven waarmee kon worden gesteld dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat het toevoegen van sterfte in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma aan de cumulatiescenario's nooit tot significante effecten zal leiden, ook al omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023. Daarmee zullen nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen.

Een uitzondering hierop vormt een aantal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor de soorten kleine zwaan, rotgans, bergeend, zwarte stern, rosse grutto, kanoet, wulp en spreeuw in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld. Volgens de resultaten van deze studie (Potiek *et al.* 2022) en de actualisatie hiervan

wegens aangepaste ALI-normen (Potiek & Gyimesi 2023) zullen voor geen van deze soorten significante negatieve effecten voor windparken in cumulatie met IJmuiden Ver optreden. Omdat onder deze soorten de hoogste populatie-effecten verwacht worden, kan geconcludeerd worden dat ook voor andere trekkende landvogelsoorten geen significant effect zal optreden binnen de kaders van de Wnb en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat voor deze soorten er geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen van een windpark is minimaal in verhouding tot de totale trekroute van trekvogels (Masden *et al.* 2009). De effecten worden daarom als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Wel kan het zeevogels verstoren, waarbij het afhangt van aard en frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar deze verstoring is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen op jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking op meeuwen. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij IJmuiden Ver kavel Gamma zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt er, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom voor alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011, de Backer *et al.* 2021). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van offshore windparken wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename

van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting
Er zijn zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-).

8.3 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en aantallen vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van bestaande kennis kunnen effecten van windparken op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma.

8.3.1 Aanvaringen

Zoals beschreven in § 5.3.1 wordt in voorliggend rapport een *worst case*-scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar gehanteerd. Volgens de enige beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee (zie §6.2) kan het totaal aantal vleermuisslachtoffers verdeeld worden over de soorten ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (alle Nyctoide vleermuizen 3,8%), en gewone dwergvleermuis (0,5%). Op basis van deze benadering worden in Tabel 8.17 de maximale aantallen slachtoffer per soort per jaar per scenario gepresenteerd. Onder **gewone dwergvleermuizen** worden bij geen van de windpark alternatieven jaarlijkse slachtoffers verwacht (<1) en een effect op deze soort kan **uitgesloten** worden. *Alternatief 1c* kan als *worst-case alternatief* beschouwd worden met 146 ruige dwergvleermuis slachtoffers en 6 rosse vleermuis slachtoffers per jaar. *Alternatief 2a* is het *best-case alternatief* met 96 ruige dwergvleermuis en 4 rosse vleermuis slachtoffers per jaar. Voor de alternatieven met de meeste turbines (Alternatieven 1) worden dus hogere aantallen slachtoffers verwacht. Vanwege de grote kennisleemte in het aantal aanvaringen wordt echter geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven en worden ze allemaal als negatief beoordeeld (-).

Tabel 8.17 Maximum aantallen vleermuisslachtoffers per soort per jaar per windpark alternatief.

Alternatief	Aantal turbines	Ruige dwergvleermuis	Rosse vleermuis	Gewone dwergvleermuis
1a	134	128	5	<1
1b	140	134	5	<1
1c	153	146	6	<1
2a	100	96	4	<1
2b	106	101	4	<1
2c	115	110	4	

8.3.2 Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011). De aanwezigheid van windturbines leidt niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies maar heeft eerder een aantrekkende werking (Cryan *et al.* 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen aan (Cryan & Barclay 2009), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder aanvaringsrisico. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten wat de overlevingskansen kan verhogen. Opnames van vleermuizen in offshore windparken bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld *et al.* 2023) die windturbines waarschijnlijk als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag hebben gebruikt. Vanwege een gebrek aan verdere kennis is het echter op dit moment niet mogelijk om dit effect te verrekenen met het aantal slachtoffers. Vanwege deze kennisleemte op dit gebied is ook niet met zekerheid te zeggen hoe groot het positieve effect kan zijn. Daarom worden deze indirecte effecten als marginaal positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase (0/+) beoordeeld, en negatief tijdens de gebruiksfase (-).

8.4 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen

De volledige effectbeoordeling is samengevat in Tabel 8.18.

Tabel 8.18 *Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver op beschermde vogel- en vleermuissoorten.*

effecten windpark	alternatieven 1	alternatieven 2
Aanlegfase		
Vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Vleermuizen		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0/+	0/+
Gebruiksfase		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	--	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Broedvogels uit Natura 2000		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Niet-broedvogels uit Natura 2000		
- aanvaringen	--	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-
Vleermuizen		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	-	-
Verwijderingsfase		
Vogels		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Vleermuizen		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0/+	0/+



9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos

In voorliggend hoofdstuk worden de effecten op vissen (9.1) en benthos (9.2) beoordeeld. Hierna worden de effectbeoordelingen van deze soortgroepen samengevat (9.3) waarna ingegaan wordt op relevante KRM/OSPAR-soorten (9.4).

9.1 Effecten op vissen

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.1 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling voor de zes alternatieven. Alternatieven 1a, 1b en 1c worden samen beoordeeld, evenals 2a, 2b en 2c, vanwege het relatief kleine verschil tussen deze alternatieven en de inzet van gelijke turbines. Er zijn geen vissoorten aangewezen voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank, dat in de invloedsfeer van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt. Ook voor Natura 2000-gebieden Klaverbank en Friese Front zijn geen vissoorten aangewezen als habitatrichtlijnsoort, al zijn enkele vissen aangewezen als typische soorten voor het habitattype riffen (H1170). Effecten op vissoorten met een instandhoudingsdoelstelling zijn daarmee uitgesloten. De kraakbeenvissen, Europese aal en kabeljauw, relevante soorten voor de KRM (en OSPAR), worden verderop besproken in de effectbeoordeling (paragraaf 9.4).

Tabel 9.1 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op vissen.

fase	effecten windpark	Alternatief 1a, b, c 134, 140 of 153 x 15MW	Alternatief 2 a, b, c 100, 106 of 115 x 20MW
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
	- bodemberoering - vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0	0
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0	0
	- geluidstrillingen verwijdering	0/-	0/-

9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase

Effecten op vissen tijdens de constructiefase kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden en effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en erosiebescherming op de zeebodem en het trekken van de kabels.

Geluidstrillingen

Monopile funderingen moeten de bodem in worden geheid. Hoewel onderbouwde meetreeksen waarbij effecten op de visgemeenschap ten gevolge van de aanleg van een windpark op zee zeer schaars zijn, lijken de effecten op vis tijdens de constructiefase zeer beperkt. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan op vissen. Uitsluitend als de geluidsbron zich op zeer korte afstand bevindt kan in het ergste geval sterfte optreden (Hawkins 2005, Casper *et al.* 2013b, Herbert-Read *et al.* 2017). De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien dat vissen tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate *et al.* 2016, van der Knaap *et al.* 2022). Vooralsnog zijn er geen wetenschappelijke veldstudies die (indirecte) vissterfte hebben aangetoond door heiwerkzaamheden. Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens het heien van monopiles wordt als marginaal negatief beoordeeld voor alle alternatieven (effectbeoordeling: 0/-).

Vertroebeling

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). Bovendien wordt de zeebodem in het plangebied gekenmerkt door betrekkelijk hoge dynamiek met continu zandtransport. De effecten van vertroebeling op vissen worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Habitatdestructie

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloed door deze verstoring. De vissen vluchten weg bij aanvang van de werkzaamheden en het verlies aan bodemareaal is zeer klein ten opzichte van het totale aanwezig bodemareaal in het plangebied. Vissen met een sterk demersale levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, erosiebescherming en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen,

dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarbij zijn roggen mobiele soorten die zich snel kunnen verplaatsen. De effecten van habitatdestructie worden als marginaal negatief beoordeeld voor alle alternatieven (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Uitsluiting visserij en aanwezigheid hard substraat
Tijdens de operationele fase zijn *overall* geen negatieve effecten van de aanwezigheid van hard substraat en het uitsluitsel van bodemvisserij op vissen te verwachten. De uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraatheeft mogelijk een marginaal positief effect op specifieke vissoorten (zoals de kabeljauw) in het gebied. Dit zou op zijn beurt weer kunnen doorwerken op hogere trofische niveaus zoals zeezoogdieren. Zo foerageren bruinvissen en zeehonden op zandspiering, kabeljauwachtigen en grondels.

De onderwaterstructuren van de windturbines en de erosiebescherming hebben naar alle waarschijnlijkheid een marginaal positief effect op vissen. Soorten kunnen dit gebruiken als schuil- en foerageerhabitat en als kraamkamer. Dit geldt ook voor de kraakbeenvissen. Binnen OWEZ zijn de stekelrog en gevlekte gladde haailwaargenomen (van Hal *et al.* 2012). Vooralsnog lieten demersale en pelagische vismonitoringen in de windparken OWEZ en PAWP vergeleken met referentiegebieden geen lange termijneffect zien van het windpark. Er waren geen significante verschillen aantoonbaar tussen vispopulaties voor, één en vijf jaar na de aanleg van OWEZ (van Hal *et al.* 2012) of vijf jaar na de aanleg van PAWP (van Hal 2013, 2014). Een positief effect van uitsluiting van visserij en aanwezigheid hard substraat op de lokale vispopulatie is dan ook lastig aan te tonen aangezien veel factoren een rol hierbij spelen. Denk hierbij aan EMF, onderwatergeluid, verandering in hydrodynamica of andere (nog onbekende) factoren. Wel werd binnen een Belgisch windpark voor schol aangetoond dat meer werd gevangen binnen het park dan daarbuiten, en getagde individuen na paring terug leken te komen naar het windpark (Buyse *et al.* 2022, in prep.). Ook is aangetoond dat binnen een windpark de monopiles een aantrekkende werking hebben op de aanwezige vissen, zoals op kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021).

De effecten van uitsluiten van visserij worden als neutraal beoordeeld aangezien dit nog niet wetenschappelijk is aangetoond voor de algemene visgemeenschap (0), en de beschikbaarheid aan hard substraat wordt als marginaal positief beoordeeld gezien het positieve effect op specifieke soorten (schol, kabeljauw) (effectbeoordeling: 0/+).

EMF
Over het effect van EMF op vissen is weinig bekend. Naar verwachting zal dit effect voornamelijk van invloed zijn op haaien en roggen. Diverse studies in experimentele setting laten zien dat er geen waarneembare effecten zijn, bijvoorbeeld op zandspiering (Cresci 2022a) en stekelrog (Albert *et al*. 2022a). Ook veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van offshore bekabeling door EMF, zowel infield als export kabels. Echter, het gedrag van vissen kan veranderen bij blootstelling aan EMF (Naisbett-Jones *et al.* 2017, Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Albert *et al.* 2022a, Copping

et al. 2021, Hermans & Schilt 2022). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar concrete onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar. Binnen kavel Gamma van IJmuiden Ver zal er ca. 200 kilometer aan inter-array kabel worden gelegd, die niet per definitie ingegraven worden. Effecten, indien aanwezig, worden verwacht in de nabije omgeving van de kabels. Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Verwijdering structuren

Tijdens de verwijderingsfase worden vooralsnog de windturbines, erosiebescherming en bekabeling verwijderd. De impact die het verwijderen van kabels met zich meebrengt wordt met de beperkte beschikbare literatuur nog niet als significant beoordeeld en daarmee ook niet meegenomen in de huidige effectbeoordeling (zie § 4.1.3). Naar verwachting zal het harde substraat van de windturbines en erosiebescherming zich tijdens de operationele fase van het park als habitat hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitat als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een demersale levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Daarnaast zullen andere vissoorten die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk, zeker wanneer het visserijverbod wordt opgeheven. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat wordt als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten echter als neutraal beoordeeld (0).

Geluidstrillingen

Zoals in hoofdstuk 4.1.3 vermeld zijn er tijdens de verwijdering naar verwachting geen geluidspulsen aan de orde zoals tijdens de constructiefase. Echter, specificaties van de verwijdering zijn nu nog niet vastgesteld. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens de verwijdering wordt voor nu gelijk beoordeeld als tijdens de constructiefase, namelijk marginaal negatief (effectbeoordeling: 0/-).

9.2 Effecten op benthos

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de zes alternatieven van windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.2 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling. Geen van de hier behandelde soorten heeft een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000-doelen zijn daarmee uitgesloten. Wel worden *Sabellaria*-banken, een relevant habitattype voor de KRM (en OSPAR), besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.2 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op benthos.

Fase	effecten windpark	Alternatief 1a, b, c 134, 140 of 153 x 15MW	Alternatief 2 a, b, c 100, 106 of 115 x 20MW
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0	0
	- bodemberoering – vertroebeling	0	0
	- bodemberoering – habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0	0
	- geluidstrillingen door verwijdering	0	0

9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase

Geluidstrillingen

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (tweekleppigen, schelpkokerwormen en kreeftachtigen) is een tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts *et al.* 2015, 2016, Spiga *et al.* 2016, Corbett 2019, Olivier *et al.* 2022, Solé *et al.* 2022, Wang *et al.* 2022). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden als gevolg van de constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013, Leewis & Klink 2017). Negatieve effecten ten gevolge van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos worden als neutraal beoordeeld vanwege de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzing dat dit schade toebrengt aan benthossoorten (effectbeoordeling: 0).

Vertroebeling

Bodemberoerende activiteiten tijden de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte omvang en duur. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Habitatdestructie

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op benthos zijn gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezuilen en erosiebescherming. Ook wordt ca. 200 km aan kabels op of in de zeebodem gelegd. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is, zal hierbij beschadigd of vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale

bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge populatiegroei, en zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen (en opgenomen in KRM). Dit geldt echter niet voor *Sabellaria*-banken, een kritisch OSPAR habitat waarvan het aannemelijk is dat deze in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort kan door het plaatsen van turbinefunderingen, erosiebescherming en kabels op deze plekken worden vernietigd, zeker in het geval van alternatief 1c waarbij 53 turbines meer worden geplaatst dan bij alternatief 2a. Wel lijken de riffen wanneer ze in een gebied voorkomen zich in *patches* te verspreiden over een groter oppervlak (Gaida *et al.* 2023). Door het mogelijk negatieve effect op *Sabellaria*-banken wordt het effect van habitatdestructie als marginaal negatief beoordeeld voor alle scenario's (effectbeoordeling: 0/-).

9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Aanwezigheid hard substraat

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten: de windturbinepalen en erosiebescherming zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. In Schotland werd al aangetoond dat *Sabellaria* zich vestigde op kunstmatig harde structuren van een drijvend windpark (Karlsson *et al.* 2022). Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, maar andere soorten zijn typerend voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal waarschijnlijk toenemen, mede door het ontstaan van een intergetijdegebied langs de monopile. Een deel van deze nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit exotische soorten komen te bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. In een windpark komt het overgrote deel van de aangetroffen exoten voor in het intergetijdengebied op de turbine palen (Kerckhof *et al.* 2016). Tot dusverre is (nog) niet aangetoond dat niet-inheemse soorten hier concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Het kan zo zijn dat soorten volgens het *steppingstone effect* via windparken in (kust)gebieden komen waar zij niet eerder voorkwamen. Over het algemeen is er sprake van een verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die weer positieve effecten heeft op andere delen van het ecosysteem (nieuw habitattype, voedsel etc.). Er wordt vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op benthos. De effecten worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Uitsluiting visserij

Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten. In theorie zal het mogelijk een marginaal positief effect hebben op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Echter, er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen de situatie voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.* 2012) of PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Ook in de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond van uitsluiting voor visserij (Degraer *et al.* 2018). Uitsluiting van bodemberoerende visserij tijdens de aanleg- en gebruiksfase kan de ontwikkelingen van *Sabellaria*-banken bevorderen. Dit effect is aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan

Sabellaria-banken. Er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied, waarbij wel vermeld moet worden dat hier voorafgaand aan de constructie van het windpark dus al wel *Sabellaria*-banken aanwezig waren. (Pearce *et al.* 2014). Voor windparken nabij de Bruine Bank is dit nog niet aangetoond. De ontwikkeling van nieuwe offshore windparken met een focus op ecologische maatregelen en monitoring (Hollandse Kust West, IJmuiden Ver Alpha) zullen in de toekomst moeten uitwijzen of de aanwezigheid van een windpark, en daarmee uitsluiting van bodemberoerdende visserij, ook daadwerkelijk zorgt voor de ontwikkeling en eventuele uitbereiding van *Sabellaria*-banken. De huidige onderzoeken tonen tot dusverre aan dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is voor het aanwezige benthos, maar dat het kansen biedt voor het behouden en uitbreiden van *Sabellaria*-banken. Deze twee effecten tegen elkaar opwegend worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).

EMF

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen door EMFs van windparken te ontkennen of te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2018, Taormina *et al.* 2018, Gill & Desender 2020, Albert *et al.* 2022b, in prep). Binnen kavel Gamma van IJmuiden Ver zal er circa 200 kilometer aan kabels worden gelegd waarbij alleen effecten worden verwacht in de nabije omgeving van de kabels. Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Verwijdering harde structuren

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines, bekabeling en erosiebescherming bij turbines en kabelkruisingen vooralsnog verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Bij deze beoordeling wordt uitgegaan van de nulsituatie en in dat geval worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

Geluidstrillingen

Zoals in hoofdstuk 4.1.3 vermeld zijn er tijdens de verwijdering naar verwachting geen geluidspulsen aan de orde zoals tijdens de constructiefase. Echter, specificaties van de verwijdering zijn nu nog niet vastgesteld. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens de verwijdering wordt voor nu gelijk beoordeeld als tijdens de constructiefase, namelijk neutraal (effectbeoordeling: 0).

9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos

Een samenvatting van de effecten op benthos en vissen zijn weergegeven in tabel 9.3. De verschillen tussen de zes alternatieven zijn niet groot genoeg om onderscheid te maken in de beoordeling. De effecten zullen immers bij alle alternatieven optreden, alleen in meer of mindere mate.

Tabel 9.3 *Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op benthos en vissen.*

Fase	effecten windpark	vissen		benthos	
		Alternatief 1a, b, c	Alternatief 2 a, b, c	Alternatief 1a, b, c	Alternatief 2 a, b, c
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-	0	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0/-	0/-	0/-	0/-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0	0	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0	0	0	0
	- geluidstrillingen door verwijdering	0/-	0/-	0	0

Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloed wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast zijn in dit deel van de Noordzee, met uitzondering van *Sabellaria spinulosa* riffen (OSPAR habitat), geen soorten benthos of vissen bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben. Er is zodoende een kans aanwezig dat er *Sabellaria*-banken in het plangebied aanwezig zijn, en als deze op locaties liggen waar een turbine is gepland of kabels worden gelegd, zullen deze worden vernietigd.

Het heien kan een negatief effect hebben op vissen en benthos. Echter, dit effect vindt maar tijdelijk plaats. Er wordt per dag vaak maar één windturbine geplaatst met een totaal aantal turbines van 100 tot 153 stuks.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de totale biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren, omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht. Zij nemen de rol over van oorspronkelijke natuurlijke riffen, die in de Noordzee zijn verdwenen. Echter, er is tot dusverre nog geen onderzoek dat ook daadwerkelijk aantoont dat benthos- en visgemeenschappen significant toenemen binnen een windpark ten opzichte van referentiegebieden daarbuiten. Wel hebben verschillende onderzoeken aangetoond dat vissoorten waaronder kabeljauw een windpark niet vermijden en binnen een park tot de turbines worden aangetrokken. Over het effect van windparken op elasmobrachen zijn kennisleemtes, maar er zijn waarnemingen van roggen en haaien binnen windparken. De invloed van waargenomen gedragsveranderingen als reactie op EMF bij enkele (experimentele) studies op de soorten is nog onbekend en hiermee niet uit te sluiten.

9.4 Samenvatting effecten op KRM

9.4.1 KRM soorten

Relevante soorten en habitats conform OSPAR en daarmee de KRM die voorkomen in het plangebied en die ook zijn behandeld in voorliggend document zijn de kabeljauw, Europese aal en elasmobrachen (descriptoren biodiversiteit en voedselweb), en *Sabellaria*-banken (descriptoren voedselweb en integriteit zeebodem). Een samenvatting van de effecten op deze soorten en habitats is weergegeven in tabel 9.4. In het vervolg van deze paragraaf worden de drie relevante descriptoren nader besproken in relatie tot zojuist genoemde KRM soorten en habitats.

Tabel 9.4 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op KRM soorten en habitats.

Fase	effecten windpark	kabeljauw & Europese aal		kraakbeenvissen	
		Alternatief 1a, b, c	Alternatief 2 a, b, c	Alternatief 1a, b, c	Alternatief 2 a, b, c
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-	0/-	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0	0	0	0
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	+	+	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0/-	0/-	0/-	0/-
	- geluidstrillingen door verwijdering	0	0	0	0

fase	effecten windpark	*Sabellaria*-banken	
		Alternatief 1a, b, c	Alternatief 2 a, b, c
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0/-	0/-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+
	- EMF door kabels	n.v.t.	n.v.t.
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0/-	0/-
	- geluidstrillingen door verwijdering	0	0

9.4.2 KRM-soorten in relatie tot de KRM-descriptoren

Zoals beschreven in hoofdstuk 2.4, beschrijft de KRM de goede milieutoestand aan de hand van elf elementen, de zogenaamde descriptoren. Daarbij zijn de descriptoren 1 (biodiversiteit), 4 (voedselweb) en 6 (integriteit van de bodem) voor de beoordeling van de effecten van een windpark op vis- en benthossoorten het meest ecologisch relevant.

Descriptor 1: Biodiversiteit
Deze biodiversiteitsindicator vraagt bij vissen extra aandacht voor kraakbeenvissen en volgens OSPAR kwetsbare vissoorten kabeljauw en Europese aal. Deze kunnen in het plangebied voorkomen.
Deze vissoorten kunnen, zoals vissen in het algemeen, negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. Recent toonden van der Knaap *et al.* (2022) aan dat getagde kabeljauwen het gebied niet verlieten waar een windpark werd aangelegd. De bodemberoerende activiteiten tijdens de aanleg van het windpark, resulterend in plaatselijke habitatdestructie, zullen niet van grote invloed zijn vanwege het mobiele karakter van deze vissoorten en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten.

Wanneer het plangebied wordt geëxploiteerd, zou dit door uitsluitsel van (bodem)visserij een positief effect kunnen hebben op de vissoorten, zeker voor een belangrijke doelsoort van de visserij op de Noordzee als de kabeljauw. Daarbij is aangetoond dat turbines een aantrekkende werking hebben op vissoorten waaronder de kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Ook is waargenomen dat gezenderde juveniele kabeljauwen zich langere tijd ophielden binnen offshore windparken waarmee een kraamkamerfunctie werd aangetoond (Winter *et al.* 2010, Reubens 2011, van Hal *et al.* 2012). De kunstmatige structuren, zoals de turbines maar ook de erosiebescherming, kunnen fungeren als kraam-, schuil- en foerageerhabitat waarbij al verschillende soorten kraakbeenvissen zijn waargenomen binnen offshore windpark OWEZ (van Hal *et al.* 2012). Over het effect van EMF bij kabels is nog weinig bekend, maar dit zal naar verwachting voornamelijk een effect hebben op kraakbeenvissen. Haaien en roggen kunnen deze detecteren en soms door worden aangetrokken. Ook Europese alen kunnen EMF waarnemen en lieten bij experimenten kleine gedragsverandering zien (Naisbett-Jones *et al.* 2017).

Wanneer het windpark wordt verwijderd komt er wederom onderwatergeluid vrij en zullen soorten die gebruik maken van het harde substraat worden verstoord.

Descriptor 4: Voedselweb
De voedselweb descriptor hangt deels samen met de biodiversiteitsdescriptor. Effecten op het voedselweb kunnen optreden wanneer bepaalde soort(groep)en en/of trofische niveaus worden aangetast. Dit heeft zijn doorwerking op soorten van andere trofische niveaus. Dit kan gebeuren wanneer de primaire productie, de bodemfauna en/of het visbestand zodanig wordt aangetast of verandert dat er onvoldoende voedsel is voor de

soorten die van deze elementen afhankelijk zijn. In hoofdstuk 4.1.2 wordt het *wake-effect* kort toegelicht, wat ook van invloed zal zijn op het voedselweb. Hierover is nog maar zeer beperkt informatie beschikbaar. Voorliggende Wnb effectenbeoordeling op bruinvissen, vogels, vleermuizen, vissen en benthos schetst al een beeld van de impact die de aanleg, exploitatie en latere verwijdering van het windpark gaat hebben op het voedselweb.

Descriptor 6: Integriteit zeebodem
Bij de realisatie van het windpark zal fysieke verstoring en verlies van de zeebodem door menselijke activiteiten optreden. De impact van dit effect op vissen en benthos is hierboven reeds beschreven en is als marginaal negatief beoordeeld. Binnen descriptor 6 zijn rifbouwende soorten opgenomen waarbij *Sabellaria* relevant is voor het huidige plangebied.
Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op *Sabellaria*-banken zijn niet beschikbaar. Het is aannemelijk dat *Sabellaria*-banken aanwezig zijn in het plangebied van IJmuiden Ver Gamma en zijn, gezien hun sedentaire karakter, kwetsbaar voor bodemberoerende activiteiten resulterend in habitatdestructie. Wanneer deze biogene riffen aanwezig zijn op de locatie waar een turbine of kabel wordt geplaatst, zullen deze lokaal vernietigd worden. (Lichte) vertroebeling kan een positief effect hebben op *Sabellaria*-banken hebben omdat de wormen gesuspendeerd sediment nodig hebben voor het vormen van de rifstructuur. Vertroebeling wat ontstaat door constructie werkzaamheden zijn vanwege de tijdelijkheid hiervan te verwaarlozen.
Vertroebeling door het *wake-effect* heeft mogelijk wel een positief effect tijdens de operationele fase, maar hierover is geen data beschikbaar. Wanneer het windpark eenmaal aanwezig is, worden geen negatieve effecten op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken verwacht, en zal het uitsluitsel van bodemberoerende visserij naar verwachting tot een positief effect leiden. Over de invloed van EMF op *Sabellaria* is nog niks bekend, maar het EMF van een kabel strekt zich slechts enkele meters uit, het uiteindelijke waarneembare veld is daarmee enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel. Aangezien een mogelijk aanwezige *Sabellaria*-bank wordt vernietigd bij de aanleg van een kabel is te verwachten dat *Sabellaria*-banken niet noemenswaardig worden blootgesteld aan EMF. *Sabellaria*-banken lijken in eerste instantie afhankelijk te zijn van hard substraat om rifvorming op te starten. Het nieuw aanwezige hard substraat heeft hiermee een positief effect.

Bij verwijdering van bekabeling en erosiebescherming bij turbines en kabelkruisingen kunnen riffen welke zijn gevormd tijdens de operationele fase worden vernietigd.

9.4.3 KRM conclusie

Een concreet beoordelingskader voor KRM-descriptoren ontbreekt tot op heden nog. Wel blijkt uit voorliggende effectenbeoordeling dat de KRM-descriptoren biodiversiteit (D1), voedselweb (D4) en integriteit (D6) worden aangetast door de ontwikkeling van een offshore windpark.

De KRM-vissoorten (kabeljauw, Europese aal, kraakbeenvissen) zullen tijdens de aanbouw negatieve effecten ondervinden van het heigeluid. Tijdens de exploitatie zullen

zij (marginaal) positieve effecten ondervinden door de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Tijdens het verwijderen van het windpark zullen zij marginaal negatieve effecten ondervinden door het verwijderen van structuren.

Het KRM habitattype *Sabellaria*-banken zal tijdens de aanbouw waarschijnlijk marginaal negatieve effecten ondervinden door heigeluid en habitatdestructie. Tijdens de exploitatie zal dit habitattype naar alle waarschijnlijkheid profijt hebben van de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Tijdens het verwijderen van het windpark zal het marginaal negatieve effecten ondervinden door het verwijderen van structuren.



10 Mitigatie

10.1 Vogels en vleermuizen

10.1.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn vanwege constructie van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus en bootbewegingen gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer mogelijk de meest geluidgevoelige vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2009). Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. In het late voorjaar en de vroege zomermaanden is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten (alk en zeekoet) dan rondom de broedkolonies op grote afstand van het windenergiegebied verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou ‘s nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een ‘vogelvriendelijke’ kleur. Er is echter geen consensus over welke kleur hiervoor het meest geschikt is. Eerder werd groen of blauw genoemd (Poot *et al.* 2008), terwijl een recente studie tot de conclusie is gekomen dat continu schijnend groen, blauw en wit licht aanzienlijk meer vogels aantrekken dan continu rood licht onder bewolkte omstandigheden (Rebke *et al.* 2019).

10.1.2 Operationele fase

Vogels

Uit hoofdstuk 9 blijkt dat alternatief 2 zonder overplanting de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Vergelijking van de effecten van alternatief 2 met die van alternatief 1 leert dat effecten kunnen worden geminimaliseerd door een zo klein mogelijk aantal grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Volgens modelberekeningen heeft daarnaast het aantal rotorbladen een evenredig effect op het aantal vogelslachtoffers: een turbine met drie bladen veroorzaakt ongeveer een derde meer slachtoffers dan een turbine met twee bladen. Hieronder wordt ingegaan op een aantal andere maatregelen die zouden kunnen leiden tot minder habitatverlies door verstoring en/of aanvaringsslachtoffers onder vogels. Mitigatie van habitatverlies is met name voor zeevogelsoorten van belang terwijl mitigatie van aanvaringsslachtoffers voor zowel zeevogels als trekvogels van belang is.

Onduidelijk is of andere **inrichtingsmaatregelen** dan hierboven genoemd effect sorteren op zeevogels, omdat bijkomende effecten als de mate van habitatverlies van verschillende

configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, en de mate van gewenning door vogels nog niet goed bekend zijn. Onderzoek wijst uit dat een belangrijk aspect van de configuratie van een windpark, de aanwezigheid van corridors in het park, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend hoe breed een corridor minimaal zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt van belang voor de effectgrootte van habitatverlies op zeevogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere verstorende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiplaagte mogelijk een rol spelen (Leopold *et al.* 2011, 2013b, Skov *et al.* 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ (Leopold *et al.* 2011, 2013b, Petersen *et al*. 2014) moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Hoe verschillende inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines het verstoringsniveau van zeevogels beïnvloeden is onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn daarmee relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels tussendoor durven.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende **inrichtingsalternatieven** (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook loopt binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op ruimschoots van tevoren voorspelde intensieve trekpiekmomenten stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen meetresultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen

betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde (al dan niet soortspecifieke) vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden kansen voor mitigatie van aanvaringen (May *et al.* 2015). Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten '*reactieve* **stilstandvoorziening**'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, en wordt op land in het buitenland al vaker toegepast. Voor offshore windparken wordt momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een *proactieve stilstandvoorziening*, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld *et al.* (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstandvoorziening zou kunnen hebben. Hieruit bleek dat tijdens relatief weinig nachten per jaar dergelijke trekpieken op rotorhoogte voorkomen (gemiddeld 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* (2015) voor het OWEZ windpark bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur leidend tot ongeveer een totaal van 109 uur stilstand per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringsslachtoffers kan opleveren. Op basis van windsnelheden zou de stilstand van windturbines verder geoptimaliseerd kunnen worden, zodat het terugbrengen van het aantal vogelslachtoffers gepaard gaat met het reduceren van het verlies in energieopbrengst (van Bemmelen *et al.* 2022). Verder kan het Wozep voorspelmodel in de toekomst mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić *et al.* 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden. Een eerste test van het stilzetten van Nederlandse offshore windparken op basis van het vogeltrekvoorspelmodel is in het voorjaar van 2023 uitgevoerd.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd aanvaringslachtoffers onder broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit Natura 2000-kolonies verminderd worden.

Het **vergroten van de detectiekans van turbines** (oftewel de kans dat vogels de turbines kunnen detecteren) kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers.

Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie teweeg kunnen brengen bij vogels. Deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May *et al.* (2020) in Noorwegen aan dat het zwart verven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft. Bovendien moeten de frequentie en intensiteit van de stimuli dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continu (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke *et al.* 2019). Onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels heeft aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Zowel blauw licht als groen licht werkt echter nauwelijks verstorend op trekvogels; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (van der Laar 2007, Poot *et al.* 2008). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden. Voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan daarom worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Omdat het in tegenstelling tot gasplatforms op zee alleen gaat om navigatieverlichting, en niet (ook) om veel sterkere werkverlichting, valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Bovendien dient te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. Grootste winst lijkt juist te behalen door verlichting op turbines tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name als doel om aantallen aanvaringsslachtoffers te beperken (aantallen en grootte van turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Op basis van de huidige modelberekeningen hebben de parameters turbineaantal, tiplaagte, bladlengte en snelheid van de rotoren de grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen, zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek. Grotere, en daarmee minder, turbines veroorzaken in totaal minder slachtoffers.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringsslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond

dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1 – 2 rpm bij windsnelheden beneden de 5 m/s de vleermuissterfte met 44 – 93% kan verminderen (Baerwald *et al.* 2009). In offshore windparken is de effectiviteit naar verwachting wat lager dan op land omdat vleermuizen gemiddeld genomen bij iets hogere windsnelheid aanwezig zijn.

Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08):
"… Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsondergang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht."

Voor IJmuiden Ver is een stilstandvoorziening voor vleermuizen geoptimaliseerd, die gebaseerd is op de vleermuisactiviteit die op platforms ver op zee is gemeten (Boonman & Japink 2022; platforms K13, P6, P9, P11). Voor de exacte beschrijving van deze stilstandvoorziening wordt verwezen naar Boonman & Japink (2022). Deze stilstandvoorziening reduceert het aantal slachtoffers gedurende de najaarsmigratie met naar schatting 40%. Het bijbehorende verlies aan energieopbrengst is 6-7 keer hoger dan de stilstandvoorziening die eerder voor windparken werd berekend die offshore dichter bij de kust liggen (Boonman 2018). Dit komt omdat de vleermuisactiviteit verder op zee moeilijker te voorspellen is (het beperkt zich bijvoorbeeld niet specifiek tot wind uit O of NO richtingen). Een belangrijke tekortkoming van de stilstandvoorziening voor windenergiegebied IJmuiden Ver is het feit dat gebruik is gemaakt van gegevens die zijn verzameld vanuit nabijgelegen (olie- en gas-) platforms. Voor het formuleren van een stilstandvoorziening zou idealiter gebruik gemaakt worden van gegevens die zijn verzameld in het rotorbereik van windturbines. Pas wanneer de turbines gebouwd zijn kunnen deze metingen plaatsvinden en kan de stilstand verbeterd worden.

10.1.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringsgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §10.1.2).

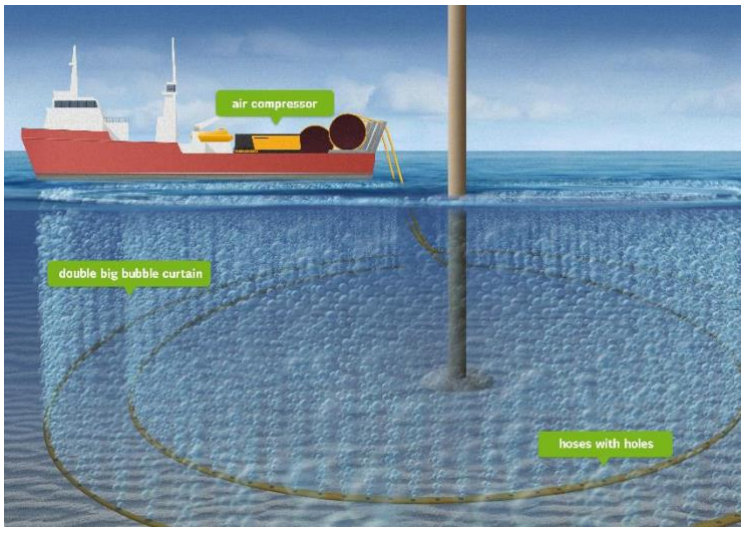
10.2 Vissen en benthos

10.2.1 Constructiefase

Onderwatergeluidreductie

Bij het heien van turbinefunderingen wordt gebruikt gemaakt van een zogenaamde *soft start* procedure. Hierbij wordt tijdens het heien in eerste instantie rustig gestart met een lage hei-energie en -frequentie, bijvoorbeeld op 20% van het heivermogen. Dit vermogen kan gedurende de werkzaamheden stapsgewijs worden opgevoerd (Heinis 2018, GoBe Consultants 2019). Deze procedure geeft mobiele soorten waaronder vissen de kans om zich van de geluidsbron af te verplaatsen. Het inzetten van Acoustic Deterrent Devices (ADD) wordt voornamelijk gebruikt om zeezoogdieren op afstand te houden van bijvoorbeeld visnetten en constructiewerkzaamheden. Dit is ook als voorschrift opgenomen in recente kavelbesluiten waarbij wordt vermeld dat het voorschrift betreffende het toepassen van een ADD ook een maatregel is waar vissen van profiteren. Echter, zoals eerder vermeld in hoofdstuk 4.1.1 laten de eerste nog niet gepubliceerde resultaten van het APELAFICO project zien dat ADD's vissen niet verjagen uit het gebied. Ze lijken wel een verticale verplaatsing van vis in de waterkolom te veroorzaken.

Een methode om onderwatergeluid tijdens het heien te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen. Het inzetten van een bubbelgordijn is al een beproefde methode in de offshore windenergie, die onder andere al werd ingezet bij de aanleg van Borssele Alpha (Wilbers 2018). Het bubbelgordijn vormt een geluidsisolatie doordat de bubbels de snelheid en intensiteit van het geluid verminderen. Hierbij worden een of twee bubbelslangen op de bodem rondom de heilocatie geplaatst. Vanaf een schip wordt er vervolgens lucht door middel van compressoren door de geperforeerde slangen geblazen waardoor er een gordijn aan bubbels om de heilocatie ontstaat (figuur 10.1).



Figuur 10.1 Illustratie van een dubbel bubbelgordijn rondom een windturbine. Bron: Tennet.

Het concept van 'vibro piling' om monopile-funderingen in de zeebodem te drijven, is in potentie een opkomende mogelijkheid om het installeren van windturbines

milieuvriendelijker te maken dan conventioneel heien (zie tekstbox in hoofdstuk 4.1.1). Ook deze heimethode brengt negatieve effecten met zich mee. Zo kunnen de lagere geluidsfrequenties die bij het vibro piling vrijkomen mogelijk juist nadeliger zijn voor benthos (OSPAR commission, 2020). Nader onderzocht moet worden of de voordelen van vibro piling zwaarder wegen dan de nadelen. Ook de inzet van alternatieve funderingen kan leiden tot een verminderde impact op het milieu, al is hier vaak nog maar weinig over bekend (zie tekstbox in hoofdstuk 2.1 en bijlage VI).

Vermijden Sabellaria-banken

Een effect van de constructie van het windpark op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken in het plangebied is niet op voorhand uit te sluiten. Een passende maatregel om dit mogelijke effect te mitigeren is het vooraf uitvoeren van *Sabellaria*-kartering op de exacte locaties waar de windturbines geplaatst gaan worden en kabels worden gelegd. Met behulp van een ROV in combinatie met een Side scan of Multibeam sonar kan een bodemkartering uitgevoerd worden om in beeld te brengen of er *Sabellaria*-banken aanwezig zijn op deze specifieke locaties (figuur 10.2) (Pearce *et al.* 2014). Hierbij kan prioriteit worden gegeven aan locaties die in de diepere delen tussen de zandribbels liggen omdat op dergelijke locaties ook de drie *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank zijn aangetroffen. Wanneer *Sabellaria*-banken ook daadwerkelijk aanwezig zijn kan overwogen worden de turbinelocatie enkele meters te verplaatsen of de *Sabellaria*-bank te verplaatsen (micrositing). Franzitta *et al.* (2022) hebben al een succesvolle kleinschalige transplantatie van *Sabellaria* uitgevoerd.



Figuur 10.2 ROV opnames van een Sabellaria-bank op de Bruine Bank. Bron: Oceana.

EMF

Bij het aanleggen van de inter-arrey kabels kan ook rekening gehouden worden met het minimaliseren van impact. Zo kan er gestreefd worden naar een minimaal aantal kilometers aan benodigde kabels. Ook kan bij het bepalen van het patroon waarin de kabels worden gelegd rekening worden gehouden met aanwezige diersoorten. Momenteel hoeven inter-array kabels niet in de bodem te worden begraven. Als er meer bekend is over de impact van EMF kan begraven van kabels een mogelijke mitigatiemaatregelen vormen, maar er zijn nog veel kennisleemten over de effecten van deze mitigatiemaatregel. Door het begraven van de kabels treedt namelijk bodemberoering op en tevens veroorzaakt dit

vertroebeling. Een complicerende factor bij het mitigeren van EMF is dat een lager EMF-niveau niet bij voorbaat beter is. Immers, een lager EMF-niveau kan bijvoorbeeld prooi imiteren en daardoor roofdieren verwarren, terwijl hoge niveaus de dieren slechts weghoudt (Hermans & Schilt, 2022).

10.2.2 Operationele fase

Ook tijdens de operationele fase kan er ingezet worden op een reductie van onderwatergeluid, door maatregelen te treffen voor onderhoudswerkzaamheden. Hier kan men denken aan het combineren van werkzaamheden vanaf eenzelfde schip, en de inzet van schepen met lage geluidsniveaus.

10.2.3 Verwijderingsfase

Op de windturbinepalen en erosiebescherming zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat (deels) verloren indien de windturbinepalen en erosiebescherming worden verwijderd. Voor het verwijderen van de windturbinepalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de erosiebescherming kunnen mogelijk alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recent innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de aanwezige benthos- en visgemeenschap. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijvoorbeeld meegroeiende schelpdierbanken).

11 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in IJmuiden Ver kavel Gamma moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken. Hierbij is als worst case scenario uitgegaan van het grootste overplantingsalternatief voor IJmuiden Ver Gamma (153 x 15 MW, variant 1c).

In het verleden werd op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten op beschermde natuurwaarden moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, mijnbouw op zee (olie- en gaswinning, CO_2-opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie en toerisme op zee. Uitdrukkelijk maken ontwikkelingen op land geen deel uit van de bepaling van cumulatieve effecten in geval van infrastructurele ingrepen op de Noordzee.

Een flink aantal van bovenstaande activiteiten is niet MER-plichtig en effecten zijn niet gekwantificeerd. Van een aantal van deze activiteiten is van tevoren echter al vast te stellen dat de effecten te verwaarlozen zijn als het gaat om cumulatie met windparken op zee. Door uiteenlopende oorzaken (vermijding door zichtbaarheid, klein ruimtebeslag) zijn effecten op vogels en vleermuizen door aanvaringen en barrièrewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, maar in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het habitatverlies verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het KEC 1 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2014, van der Wal *et al.* 2015) dat later eerst geactualiseerd werd naar het KEC 3 (Rijkswaterstaat 2019) en met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat zodoende niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken op zee tot 2030. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en

daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windparken, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. In de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver kavel Gamma op meer dan 50 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 4.0 gebruikt (Potiek *et al.* 2022b), met aanvullende actualisaties voor de jan-van-gent en de zilvermeeuw (Potiek & Gyimesi 2023). In de berekeningen zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2029 meegenomen, waaronder alle IJmuiden Ver kavels, en Nederwiek I dat in hetzelfde jaar als IJmuiden Ver kavel Gamma de tenderfase ingaat. In §11.1.1 worden voor de KEC soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit het KEC 4.0 en uit de aanvulling voor de jan-van-gent en de zilvermeeuw (Potiek *et al*. 2022b, Potiek & Gyimesi 2023) de cumulatieve effecten beoordeeld in relatie tot de actuele ALI-normen. Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

11.1 Vogels

11.1.1 Lokale zeevogelsoorten

De cumulatieve berekeningen zijn zowel voor het nationale scenario (uitsluitend Nederlandse windparken) als het internationale scenario (alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel t/m 2029) uitgevoerd. De Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn buiten beschouwing gelaten omdat het wordt aangenomen dat die niet meer operationeel zijn ten tijde van ingebruikname van IJmuiden Ver kavel Gamma.

Voor de interpretatie van de resultaten is het van belang om te realiseren dat de vogelsoorten op te delen zijn in drie groepen: [1] Een deel van de soorten is gevoelig voor aanvaringen, [2] een deel gevoelig voor habitatverlies, en [3] een deel gevoelig voor zowel aanvaringen als habitatverlies.

Voor alle vogelsoorten zijn voor IJmuiden Ver kavel Gamma zowel aanvaringen als habitatverlies doorgerekend. Voor alle overige windparken verschillen de doorgerekende effecten op de volgende wijze.

- [1] Voor de eerste groep soorten geldt dat voor alle windparken binnen de scenario's de impact van aanvaringen meegenomen is, maar niet het effect van habitatverlies (m.u.v. IJmuiden Ver kavel Gamma waar habitatverlies wel is doorgerekend)
- [2] Voor de tweede groep soorten is voor alle windparken binnen de scenario's de impact van habitatverlies meegenomen, maar niet het effect van aanvaringen (m.u.v. IJmuiden Ver kavel Gamma, waar aanvaringen wel zijn doorgerekend)
- [3] Voor de derde groep zijn voor alle windparken zowel aanvaringen als habitatverlies meegenomen.

Voor het doorrekenen van de impact van habitatverlies is voor IJmuiden Ver kavel Gamma een jaarlijks aantal slachtoffers berekend. Om dit om te rekenen naar tweemaandelijkse slachtoffers, zoals gebruikt in het populatiemodel, zijn de slachtoffers verdeeld over de tweemaandelijkse periodes waarin de soort aanwezig is. Wanneer de soort een deel van het jaar niet aanwezig is op de zuidelijke en centrale Noordzee, wordt het aantal slachtoffers voor de betreffende periodes op nul gezet, en worden de slachtoffers verdeeld over de overige tweemaandelijkse periodes.

Voor de cumulatieve scenario's is altijd de meest recente kennis gebruikt. Dit betekent voor de meeste soorten dat gebruik gemaakt is van de slachtoffers doorgerekend binnen de KEC 4.0 studie. Uitzonderingen hierop zijn jan-van-gent en zilvermeeuw. Voor jan-van-gent en zilvermeeuw is het cumulatieve scenario gebaseerd op een vervolgstudie van de KEC 4.0 studie en doorrekeningen in de MER voor IJmuiden Ver Alpha en Beta. Deze doorrekening verschilde van de KEC 4.0 studie op de volgende punten:

- Andere dichtheidskaart: de dichtheidskaart binnen de KEC 4.0 studie bleek niet voldoende gedetailleerd voor deze soorten. Voor zilvermeeuw is binnen een vervolgstudie van de KEC 4.0 studie een meer gedetailleerde dichtheidskaart gemaakt (Soudijn *et al.* 2022a). Voor jan-van-gent is gebruik gemaakt van een recent gepubliceerde dichtheidskaart (Waggitt *et al.* 2020).
- Uitwijkpercentage: voor jan-van-gent is onderscheid gemaakt tussen broedseizoen/-gebied en daarbuiten. Zie hiervoor § 5.2.1.

In het resterende deel van deze paragraaf worden per zeevogelsoort de uitkomsten van het populatiemodel gepresenteerd in tabelvorm voor zowel het nationale als internationale scenario. Hierbij wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. Tevens wordt per soort de waardes gegeven die horen bij de toetsing aan de Acceptable Level of Impact (ALI) die door LNV soortspecifiek is vastgesteld. Voor bijvoorbeeld zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele maximale afname in de populatie(groei) gesteld op 30% (stand 2023). De waarde voor causaliteit geeft weer welk deel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname het gevolg is van

de impact. Voor zeekoet is deze causaliteitsnorm 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact.

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 13206 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 85,8% naar 85,1%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4,4%) naar 1,035 (jaarlijkse toename van 3,5%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 635 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 85,8% naar 85,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,044 (jaarlijkse toename van 4,4%) naar 1,041 (jaarlijkse toename van 4,1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023, zie Potiek & Gyimesi 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een maximale afname in de populatie(groei) van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 16,2%, en voor het nationale scenario is dit 5,8%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 10%, maar ***wordt deze norm voor het internationale scenario overschreden***. De bijdrage van IJmuiden Ver Gamma aan het totaal aantal slachtoffers in het internationale scenario is echter zeer klein (0,3%).

Tabel 11.1 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor zeekoet aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.858	1.0440	0	
internationaal	13206	1677205	0.851	1.0350	0.162	JA
nationaal	635	227587	0.856	1.0410	0.058	NEE

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 2398 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 90,9% naar 89,9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,006 (jaarlijkse toename van 0,6%) naar 0,994 (jaarlijkse afname van 0,6%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 192 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 90,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,006 (jaarlijkse toename van 0,6%) naar 1,002 (jaarlijkse toename van 0,2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een maximale afname in de populatie(groei) van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 13,6%, en voor het nationale scenario is dit 4,5%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 10%, maar ***wordt deze norm voor het internationale scenario overschreden***. De bijdrage van IJmuiden Ver Gamma aan het totaal aantal slachtoffers in het internationale scenario is echter zeer klein (0,5%).

Tabel 11.2 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor alk aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor alk 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.909	1.0060	0	
internationaal	2398	227439	0.899	0.9940	0.136	JA
nationaal	192	61669	0.906	1.0020	0.045	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 150 individuen. Dit resulteert (afgerond) in een gelijkblijvende adulte overleving van 93,6%. Als gevolg van een kleine extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,004 (jaarlijkse toename van 0,4%) naar 1,003 (jaarlijkse toename van 0,3%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 17 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 93,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,004 (jaarlijkse toename van 0,4%) naar 1,003 (jaarlijkse toename van 0,3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 1,1%, en voor het nationale scenario is dit 1,3%. Hiermee

blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.3 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.936	1.0040	0	
internationaal	150	368439	0.936	1.0030	0.011	NEE
nationaal	17	50376	0.936	1.0030	0.013	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 26 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 88,2% naar 87,8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,956 (jaarlijkse afname van 4,4%) naar 0,953 (jaarlijkse afname van 4,7%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 5 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 87,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,956 (jaarlijkse afname van 4,4%) naar 0,951 (jaarlijkse afname van 4,9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 3,9%, en voor het nationale scenario is dit 7,1%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.4 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor grote jager aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor grote jager 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.882	0.9560	0	
internationaal	26	12103	0.878	0.9530	0.039	NEE
nationaal	5	1365	0.876	0.9510	0.071	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 2 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89,9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,961 (jaarlijkse afname van 3,9%) naar 0,960 (jaarlijkse afname van 4,0%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 1 slachtoffer voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 89,9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,961 (jaarlijkse afname van 3,9%) naar 0,960 (jaarlijkse afname van 4,0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 1,4%, en voor het nationale scenario is dit 1,3%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.5 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor kleine jager aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.900	0.9610	0	
internationaal	2	3186	0.899	0.9600	0.014	NEE
nationaal	1	131	0.899	0.9600	0.013	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 98 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 94,2% naar 93,8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,044 (jaarlijkse toename van 4,4%) naar 1,041 (jaarlijkse toename van 4,1%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 30 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 94,1%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,044 (jaarlijkse toename van 4,4%) naar 1,043 (jaarlijkse toename van 4,3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 4,1%, en voor het nationale scenario is dit 1,7%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.6 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor grote stern aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor grote stern 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.942	1.0440	0	
internationaal	98	25882	0.938	1.0410	0.041	NEE
nationaal	30	22603	0.941	1.0430	0.017	NEE

Visdief

Voor visdief zijn de slachtoffers en populatiegrootte gebaseerd op waarnemingen gedetermineerd als visdief/noordse stern. Op basis hiervan is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 91 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 91,5% naar 91,3%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,997 (jaarlijkse afname van 0,3%) naar 0,996 (jaarlijkse afname van 0,4%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 23 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 91,4%. Ondanks deze extra sterfte blijft de verwachte populatiegroeisnelheid gelijk, namelijk 0,997 (jaarlijkse afname van 0,3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 1,6%, en voor het nationale scenario is dit 0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.7 *Toetsing aan uitkomsten populatiemodel voor visdief aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor visdief is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor visdief 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.915	0.9970	0	
internationaal	91	74948	0.913	0.9960	0.016	NEE
nationaal	23	59093	0.914	0.9970	0	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 1103 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 85,4% naar 85,0%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,951 (jaarlijkse afname van 4,9%) naar 0,949 (jaarlijkse afname van 5,1%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 197 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 85,0%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,951 (jaarlijkse afname van 4,9%) naar 0,948 (jaarlijkse afname van 5,2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 4,7%, en voor het nationale scenario is dit 5,2%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Tabel 11.8 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0,5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.854	0.9510	0	
internationaal	1103	444164	0.850	0.9490	0.047	NEE
nationaal	197	78922	0.850	0.9480	0.052	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 122 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 82,7% naar 82,5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,009 (jaarlijkse toename van 0,9%) naar 1,006 (jaarlijkse toename van 0,6%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 66 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 82,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,009 (jaarlijkse toename van 0,9%) naar 1,008 (jaarlijkse toename van 0,8%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 5,8%, en voor het nationale scenario is dit 2,4%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 10%.

Tabel 11.9 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0,1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.827	1.0090	0	
internationaal	122	55817	0.825	1.0060	0.058	NEE
nationaal	66	57833	0.826	1.0080	0.024	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 1837 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 86,0% naar 84,8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,948 (jaarlijkse afname van 5,2%) naar 0,931 (jaarlijkse afname van 6,9%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 397 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 84,6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,948 (jaarlijkse afname van 5,2%) naar 0,927 (jaarlijkse toename van 7,3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 30,6%, en voor het nationale scenario is dit 35,0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Tabel 11.10 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0,5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.860	0.9480	0	
internationaal	1837	92417	0.848	0.9310	0.306	NEE
nationaal	397	16264	0.846	0.9270	0.35	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 400 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 91,4% naar 90,7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,983 (jaarlijkse afname van 1,7%) naar 0,977 (jaarlijkse afname van 2,3%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 112 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 90,7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,983 (jaarlijkse afname van 1,7%) naar 0,977 (jaarlijkse afname van 2,3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 17,8%, en voor het nationale scenario is dit 18,0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Tabel 11.11 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0,5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.914	0.9830	0	
internationaal	400	75351	0.907	0.9770	0.178	NEE
nationaal	112	20553	0.907	0.9770	0.18	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 528 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 86,5% naar 85,9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,951 (jaarlijkse afname van 4,9%) naar 0,946 (jaarlijkse afname van 5,4%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 100 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 85,8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0,951 (jaarlijkse afname van 4,9%) naar 0,945 (jaarlijkse afname van 5,5%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 11,3%, en voor het nationale scenario is dit 13,0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Tabel 11.12 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw aan ALI-normen voor het nationale en internationale scenario. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0,5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.865	0.9510	0	
internationaal	528	124965	0.859	0.9460	0.113	NEE
nationaal	100	19487	0.858	0.9450	0.13	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor het internationale scenario 1003 individuen. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 91,8% naar 91,4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,009 (jaarlijkse toename van 0,9%) naar 1,005 (jaarlijkse toename van 0,5%).

Voor het nationale scenario worden cumulatief 164 slachtoffers voorspeld, wat resulteert in een adulte overleving van 90,9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1,009 (jaarlijkse toename van 0,9%) naar 1,000 (een jaarlijks gelijkblijvende populatie).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 16,5%, en voor het nationale scenario is dit 28,5%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Tabel 11.13 *Toetsing van uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent voor het nationale en internationale scenario. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0,5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

Scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatie groeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.918	1.0090	0	
internationaal	1003	243264	0.914	1.0050	0.165	NEE
nationaal	164	19720	0.909	1.0000	0.285	NEE

Conclusies cumulatieve impact zeevogels

Op basis van de bovenstaande uitkomsten van de meest recente berekeningen kunnen significant negatieve effecten worden uitgesloten voor alle zeevogelsoorten bij zowel het nationale als internationale scenario, behalve voor alk en zeekoet. Voor alk en zeekoet geldt dat **significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten in het internationale scenario**, maar wel voor het nationale scenario.

Verschillen met voorgaande studies zijn te danken aan nieuwe cumulatieve berekeningen die voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn uitgevoerd. Voor de jan-van-gent zijn in het kader van het MER van IJmuiden Ver kavels Alpha en Beta berekeningen uitgevoerd (Leemans *et al.* 2022) op basis van nieuwe uitwijkpercentages specifiek gedefinieerd voor windparken in de zuidelijke Noordzee ver van broedkolonies (Leemans & Gyimesi 2022). Op basis van deze berekeningen zijn de verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers onder jan-van-genten nu lager en wordt de soort niet meer beschouwd als prioritaire knelsoort voor offshore windparkontwikkelingen.

Voor de zilvermeeuw zijn in het vervolg van de KEC 4.0 studie nieuwe dichtheidskaarten ontwikkeld (Soudijn *et al.* 2022a). Op basis van deze nieuwe kaarten worden lagere aantallen zilvermeeuwen verder van de kust voorspeld, en vallen minder aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver kavel Gamma dan voorspeld in het KEC 4.0 (Potiek *et al*. 2022b).

11.1.2 Trekvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten.

Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022b) zijn in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee *niet* in het geding komt.

11.1.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in beschermde natuurgebieden, zoals Europese Natura 2000-gebieden of Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken (zie §6.1.2). Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In een cumulatiestudie hoeft alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd[1]. Daarnaast hoeft ook alleen gecumuleerd te worden met projecten die eenzelfde 'type' effect sorteren op het behalen van IHD's waar het te toetsen project ook een effect op heeft (Heijligers 2014). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerafstand kunnen kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee naast windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma ook slachtoffer worden in Britse, Duitse en andere Nederlandse windparken. In onze cumulatieve berekening hebben we van deze windparken de gegunde maar nog niet

[1] Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2

operationele windparken (cf. KEC 4.0) meegenomen. Verder zijn ook windparken meegenomen die gerealiseerd zijn na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland). Dit zijn de laatste jaargetallen dat broedgegevens van kleine mantelmeeuwen uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2[11]). Zie tabel 11.16 voor een overzicht van alle geselecteerde windparken en de bijhorende slachtofferaantallen gebruikt voor de cumulatieve beoordeling.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken gepresenteerd in tabel 11.16 zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022b). Hierbij worden de verwachte slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma, zoals beschreven in §5.1, opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

De resultaten worden in tabel 11.17 gepresenteerd. Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen wordt getoetst aan de 1%-mortaliteitsnormen als genoemd in tabel 8.9. Voor Duinen en Lage Land Texel wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van **12,2** berekend bij het 15%-overplantingsalternatief met 153 * 15MW turbines. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 14 voor dit gebied. Voor Duinen Vlieland wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van **2,9** berekend voor hetzelfde alternatief. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 6 voor dit gebied. Tot slot wordt voor de Nederlandse Waddenzee bij de worst-case alternatief een cumulatief aantal van **10,4** slachtoffers berekend. Ook voor dit gebied ligt dit onder de 1%-mortaliteitsnorm van 38 voor dit gebied. In alle gevallen bedraagt de berekende sterfte minder dan 1% van de jaarlijkse achtergrondsterfte van de soort. Om deze reden is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor ook geen effect op het behalen van de IHD's van deze soort voor deze gebieden. **Significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de IHD's van de broedvogelsoort kleine mantelmeeuw van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden met zekerheid uitgesloten.**

[1] Paragraaf 38.2 met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,

Tabel 11.16 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie. Deze slachtoffers zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.*

Windpark	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub – THREE	1	-	0
EnBW He Dreiht	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Ijmuiden Ver Alpha + Beta	2	1	1
N-3.5	-	-	0
N-3.6	-	-	0
N-3.7	-	-	0
N-3.8	-	-	0
N-6.6	-	0	0
N-6.7	-	0	0
N-7.2	-	-	0
N-8.4	-	-	0
N-9.1	-	0	1
N-9.2	-	-	1
N-9.3	-	0	1
N-9.4	-	-	1
N-10.1	-	-	0
N-10.2	-	-	0
Nederwiek I	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Afgerond totaal aantal	**9**	**2**	**10**

Tabel 11.17 *Cumulatief aantal slachtoffers als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit relevante Natura 2000-gebieden voor alle zes alternatieven (aangeduid in de eerste regel) voor kavel Gamma van windenergiebied IJmuiden Ver (tweede regel geeft aantallen turbines per vermogen aan). Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver kavel Gamma en de berekening van additionele sterfte, zie §8.2.2.*

	Alt. 1a	Alt. 1b	Alt. 1c	Alt. 2a	Alt. 2b	Alt. 2c
	134 * 15MW	140 * 15MW	153 * 15MW	100 * 20MW	106 * 20MW	115 * 20MW
Duinen Texel						
kavel Gamma	3,0	3,0	3,2	2,7	2,8	2,9
Cumulatief	12,0	12,0	12,2	11,7	11,7	11,8
additionele sterfte	0,83%	0,83%	0,84%	0,81%	0,82%	0,82%
Duinen Vlieland						
kavel Gamma	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9
Cumulatief	2,8	2,8	2,9	2,7	2,8	2,8
additionele sterfte	0,20%	0,20%	0,20%	0,19%	0,19%	0,19%
Waddenzee (NL)						
kavel Gamma	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5
Cumulatief	10,4	10,4	10,4	10,3	10,3	10,4
additionele sterfte	0,72%	0,72%	0,72%	0,72%	0,72%	0,72%

11.1.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

In dit hoofdstuk worden de cumulatieve effecten op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden, zoals Europese Natura 2000-gebieden of Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk. Het gaat dus hier om vogels die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel Gamma van IJmuiden Ver. Uit hoofdstuk 8 blijkt dat verschillende zeevogels en trekvogels slachtoffer kunnen worden in kavel Gamma als gevolg van aanvaringen en/of habitatverlies.

Onder zeevogels kunnen volgens §8.1 slachtoffers worden verwacht uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank, namelijk onder jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en zeekoet, en mogelijk uit het Friese Front onder de zeekoet.

Van deze soorten worden bij de *zeekoet* bijna uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht, met de uitzondering van 1 aanvaringsslachtoffer bij twee van de windparkscenario's. Op basis van verstoringsafstanden is het uitgesloten dat habitatverlies directe effecten kan hebben op deze soort in Natura 2000-gebieden. Daarnaast worden aanvaringsslachtoffers onder zeekoeten uitsluitend bij hoge uitzondering verwacht en zijn ook in geen van de andere windparken in de directe omgeving van de Bruine Bank of het Friese Front voorspeld (Leemans *et al*. 2019, van der Vliet *et al.* 2023) zodat geen cumulatieve effecten optreden. Op basis hiervan kunnen **significant negatieve cumulatieve effecten op zeekoeten en alken in Natura 2000-gebieden uitgesloten worden**.

Ook onder *jan-van-gent, dwergmeeuw en grote mantelmeeuw* uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank kunnen slachtoffers vallen. Vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen wordt momenteel de aanname gedaan dat buiten het broedseizoen deze vogels zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee. Met andere woorden, alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee kunnen in potentie gebruik maken van alle Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van Natura 2000-gebieden. In de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022b) en in de aanvullingen daarvan (Potiek & Gyimesi 2023) zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee getoetst aan de ALI-norm (zie §11.1.1). Hoewel deze ALI-normen oorspronkelijk ontworpen zijn voor toetsing op het niveau van soortenbescherming, is dit momenteel de enige kwantitatieve toets die in beoordelingen gebruikt kan worden voor de effecten van offshore windparken. Volgens de berekeningen in het KEC 4.0 en in de aanvulling daarvan is bij de jan-van-gent, dwergmeeuw en grote mantelmeeuw geen overschrijding van de ALI-normen te verwachten (Potiek *et al.* 2022b, Potiek & Gyimesi 2023). Op basis hiervan zijn significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Bruine Bank uit te sluiten.

11.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

Er bestaat grote onzekerheid omtrent de populatiegroottes van deze soorten, maar in opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Met deze methode kan een inschatting gemaakt worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroeicurves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon

uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populaties, worden de bestaande of vergunde windparken meegenomen in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver Gamma in 2029 op 8.046 uitkomen (cf. Potiek *et al.* 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), zal dit cumulatief tot 8.046 vleermuisslachtoffers per jaar leiden. Van het totaal aantal vleermuizen wordt in de huidige beoordeling het aandeel ruige dwergvleermuizen in de slachtofferaantallen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 3,8%. Daarmee komen de voorspelde jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 7.700 en onder rosse vleermuizen op 306 dieren uit. Door toepassing van een stilstandvoorziening (hoofdstuk 10.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman & Japink 2022). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.620 dieren in een cumulatiescenario t/m 2029, ruim boven de PBR van 1.905 dieren. Onder rosse vleermuizen is het geschatte afgeronde aantal jaarlijkse slachtoffers na mitigatie 183 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het *worst case*-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Verder onderzoek naar het aantal ruige dwergvleermuizen dat op rotorhoogte vliegt, hun aanvaringsrisico, het aantal slachtoffers en de grootte van de populatie waarbij deze slachtoffers horen, kan in de toekomst de gebruikte aannames mogelijk realistischer maken. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding uit te sluiten.

11.3 Vissen

Ook voor vissen moeten de effecten van windpark IJmuiden Ver worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

De aanwezigheid van windturbines en erosiebescherming kunnen (op termijn), wanneer ze in steeds grotere getalen aanwezig zijn, veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweegbrengen (Williamson *et al.* 2019, Dorrell *et al.* 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn modelstudies ontwikkeld (Boon *et al.* 2018, Zijl *et al.* 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen (van Duren *et al.* 2021). Benadrukt wordt echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. Significante positieve of negatieve effecten zijn hierdoor vooralsnog niet uit te sluiten. Daarbij is in deze modelstudies ook al rekening gehouden met windparken die verder in de toekomst voornemens worden aangelegd en niet slechts de windparken die tot Ijmuiden Ver in de ontwikkelfase zijn. Voor meer informatie, zie hoofdstuk Morfologie en hydrodynamica van het MER van kavel Gamma van Ijmuiden Ver.

Wanneer (a)biotische veranderingen optreden heeft dit een doorwerking op de verspreiding van vissen die zich voeden met (dierlijk)plankton, en soorten in de trofische niveaus daarboven (zoals piscivore vissen, vogels en zeezoogdieren). Dit zou bijvoorbeeld in het geval van de zandspiering – een belangrijke voedselsoort die in het plangebied voorkomt (zie hoofdstuk 7.2) – kunnen optreden (Leewis & Klink 2017). Ook de verspreiding van andere pelagische vissoorten die veelvuldig in het plangebied zijn aangetroffen zoals sprot en haring kan veranderen, wat een doorwerking heeft op soorten hoger in voedselketen (zoals vogels en zeezoogdieren). Dergelijke effecten moeten in toekomstig onderzoek bevestigd worden.

Omdat effecten van EMF-straling op vissoorten niet goed zijn onderzocht, kan ook niet met zekerheid worden uitgesloten dat dit uitbreidende netwerk van kabels in de Noordzee een negatief effect gaat hebben op vissen. Lopende studies moeten in de toekomst meer kennis genereren waarbij het noodzakelijk is om deze effecten grondig te monitoren.

11.4 Benthos

De (a)biotische veranderingen die de uitrol van grootschalige wind op zee teweegbrengen (paragraaf 11.3) zullen ook van invloed zijn op benthos. Zoals eerder vermeld is benthos ook direct of indirect afhankelijk van primaire productie als voedselbron.

Naarmate meer (of grotere) windparken op zee komen resulteert dit in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinepalen, erosiebescherming en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten faciliteren of versnellen in dit deel van de Noordzee. De windparken kunnen hierbij fungeren als ‘stepping stone’ terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe exoten geassocieerd met hard substraat. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade (bijv. Japanse oester).



Literatuur

ACRB, 2013. Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport in opdracht van Prinses Amaliawindpark. ACRB.

Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Ainslie, M.A., 2010. Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Al-Sallami, O., 2021. Cables decommissioning in offshore wind farms: environmental and economical perspective. Dissertation in partial fulfillment of the requirements for the degree of master of science with a major in wind power project management. Uppsala University.

Albert, L., F. Olivier, A. Jolivet, L. Chauvaud & S. Chauvaud, 2022a. Insights into the behavioural responses of juvenile thornback ray *Raja clavata* to alternating and direct current magnetic fields. Journal of Fish Biology 100: 645-659.

Albert, L., O. Maire, F. Olivier, C. Lambert, A. Romero-Ramirez, A. Jolivet, L. Chauvaud & S. Chauvaud, 2022b. Can artificial magnetic fields alter the functional role of the blue mussel *Mytilus edulis*? Marine Biology 169: 75.

Albert, L., F. Olivier, A. Jolivet, L. Chauvaud & S. Chauvaud, in prep. Effects of magnetic fields from AC and DC submarine power cables on the behavior of a major predator of the subtidal zone, the velvet crab *Necora puber*.

Andersson, M., S. Andersson, J. Ahlsén, B. Andersson, J. Hammar, L. Persson, J. Pihl, P. Sigray & A. Wikström, 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval.

Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.

de Backer, A. & K. Hostens, 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin, (eds). 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.

de Backer, A., L. Wyns & K. Hostens, 2021. Continued expansion of the artificial reef effect in soft-sediment epibenthos and demersal fish assemblages in two established (10 years) Belgian offshore wind farms. in S. Degraer,R. Brabant,B. Rumes &L. Vigin (Ed.). *Memoirs on the Marine Environment*. Blz. 61-68. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management. Brussels.

Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology 18: 695-696.

Bach, P., C.C. Voigt, M. Göttsche, L. Bach, V. Brust, R. Hill, O. Hüppop, S. Lagerveld, H. Schmaljohann & A. Seebens-Hoyer, 2022. Offshore and coastline migration of radio-tagged Nathusius' pipistrelles. Conservation Science and Practice 4(10): DOI: 10.1111/csp2.12783.

Bakker, E.G.R. Bakker, J. de Jong, R. Middelveld & D.B. Kruijt, 2022. Macrozoöbenthos bemonstering Noordzee met de Bodemschaaf - rapportage 2022. Rapport 22-0306. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).

Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport DGW-93.013, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren & Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Middelburg, Yerseke.

Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Seapotentially affected by offshore windfarms. ICES Journal of Marine Science 77: 1227-1237.

Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. Canadian Journal of Zoology 85: 381-387.

Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.

Bat Conservation Trust, 2010. Nathusius pipistrelle *Pipistrellus nathusii*.

Bat Conservation Trust, 2017. www.bats.org.uk/pages/national_nathusius_pipistrelle _project.html).

Batsleer, J., K. Bleeker, T. Brunel, R. van Hal & L. Staat, 2020. Overzicht beschikbare gegevens ten behoeve van Nederlandse beleidsdoelen voor haaien en roggen. Wageningen Marine Research rapport C114/20.

Beal, M., P. Catry, R.A. Phillips, S. Oppel, J.P.Y. Arnould, M.I. Bogdanova, M. Bolton, A.P.B. Carneiro, C. Clatterbuck, M. Conners, F. Daunt, K. Delord, K. Elliott, A. Fromant, J.P. Granadeiro, J.A. Green, L. Halsey, K.C. Hamer, M. Ito, R. Jeavons, J.-H. Kim, N. Kokubun, S. Koyama, J.V. Lane, W.Y. Lee, S. Matsumoto, R.A. Orben, E. Owen, V.H. Paiva, A. Patterson, C.J. Pollock, J.A. Ramos, P. Sagar, K. Sato, S.A. Shaffer, L. Soanes, A. Takahashi, D.R. Thompson, L. Thorne, L. Torres, Y. Watanuki, S.M. Waugh, H. Weimerskirch, S. Whelan, K. Yoda, J.C. Xavier & M.P. Dias, 2023. Quantifying annual spatial consistency in chick-rearing seabirds to inform important site identification. Biological Conservation 281: 109994.

Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.

van Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, B.W.R. Engels, M.S.J. Hoekstein, Y. van der Horst, K. Kuiper, J. Leemans, M. Sluijter, K.D. van Straalen, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2022 Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2021-2022. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.27. Waardenburg Ecology Rapport 22-328. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

Bennett, V. J. & A.M. Hale, 2014. Red aviation lights on wind turbines do not increase bat–turbine collisions. Animal Conservation 17(4): 354-358.

van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.

Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.

Bijkerk, R. 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. RDD aquatic ecosystems.

Bijlsma R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen, 2001. Algemene en Schaarse Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

BirdLife International, 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.

Bochert, R. & M.L. Zettler, 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms. In: Köller, J., J. Köppel & W. Peters (eds.), Offshore Wind Energy. Springer, pp. 223-234.

Bogdanova, M.I., A. Butler, C. Gunn, A. Kafas, C. Rei, P. Low & F. Daunt, 2015. Foraging behaviour of large gulls and implications for offshore wind site selection. CEH report to Innovate UK.

Bolle, L.J., C.A.F. de Jong, S.M. Bierman, P.J.G. van Beek, O.A. van Keeken, P.W. Wessels, C.J. Van Damme, H.V. Winter, D. De Haan & R.P. Dekeling, 2012. Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS One 7(3): e33052.

Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijer, M. Lohman & I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares Wageningen UR report number C111.14. IJmuiden, Nederland.

Bolle, L.J., C.A.F. de Jong, S.M. Bierman, P.J.C. van Beck, P.W. Wessels, E. Blom, C.J.G. van Damme, H.V. Winter & R.P.A. Dekeling, 2016. Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. Advances in Experimental Medicine and Biology 875: 91-100.

Boon, A.R., S. Caires, I.L. Wijnant, R. Verzijlbergh, F. Zijl, J.J. Schouten, S. Muis, T. van Kessel, L. van Duren & T. van Kooten, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. Deltares.

Boonman, M., 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boonman, M. & M. Japink, 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore wind farms. Report 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bos, O.G. & J.E. Tamis, 2020. Evaluatie van OSPAR aanbevelingen voor bedreigde en / of achteruitgaande soorten en habitats in Nederland. Rapport C006/20NL. Wageningen Marine Research Den Helder.

Bos O.G., R. Witbaard, M. Lavaleye, G. van Moorsel, L.R. Teal, R. van Hal, R. ter Hofstede, R. van Bemmelen, R.H. Witte, S. Geelhoed & E.M. Dijkman, 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. A Marine Strategy Framework Directive perspective. Report C071/11 IMARES.

Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse & P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Rapport C125/16. Wageningen Marine Research.

Bos, O.G., J.W.P. Coolen & J.T. van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee - Actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Rapport C058/19. Wageningen Marine Research.

Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. Lutra 51: 17-36.

Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.

Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough.

Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B. & Degraer, S., 2020. Activity and Behaviour of Nathusius' Pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at Low and High Altitude in a North Sea Offshore Wind Farm. Acta Chiropterologica 21: 341.

Bradarić, M., W. Bouten, R.C. Fijn, K.L. Krijgsveld & J. Shamoun-Baranes, 2020. Winds at departure shape seasonal patterns of nocturnal bird migration over the North Sea. Journal of Avian Biology 51: e02562.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS One 9(9): e106366.

Brandao, I.L.S., J. van der Molen & D. van der Wal, 2023. Effects of offshore wind farms on suspended particulate matter derived from satellite remote sensing. Science of the Total Environment 866: 161114.

Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar, 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W Report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden.

BSH & BMU, 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Bugter, R.J.F., M.J. Boogaardt & F.H. Kistenkas, 2007. Wat telt mee voor cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument, Wageningen UR.

Busch, M., R. Buisson, Z. Barrett, S. Davies & M.M. Rehfisch, 2015. Developing a habitat loss method for assessing displacement impacts from offshore wind farms. Joint Nature Conservation Committee.

Buyse, J., K. Hostens, S. Degraer & A. De Backer, 2022. Offshore wind farms affect the spatial distribution pattern of plaice *Pleuronectes platessa* at both the turbine and wind farm scale. ICES Journal of Marine Science 79: 1777-1786.

Buyse, J., K. Hostens, S. Degraer, M. De Troch, J. Wittoeck & A. De Backer, 2023. Increased food availability at offshore wind farms affects trophic ecology of plaice *Pleuronectes platessa*. Science of The Total Environment 862: 160730.

Buyse, J., K. Hostens, S. Degraer, J. Reubens, J. Goossens & A. De Backer, in prep. Hard substrates in offshore wind farms influence spatial movements of plaice *Pleuronectes platessa*.

Campbell, P., 2022. IJmuiden Ver Wind Farm Sites V and VI – Dutch Sector, North Sea. Rapport F192961_REP_009. Fugro, Leidschendam.

Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee. Sula 5(2): 59-61.

Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. Ardea 83: 365-380.

Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. Natura 2: 52-54.

Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Camphuysen, C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. Limosa special issue 56(3): 81-230.

Camphuysen, C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100: 113-122.

Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6. NIOZ Report 1994-8. Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.

Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. Sula 10: 169–182.

Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 2005. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands. Atlantic Seabirds (special issue) 6: 109-128.

Camphuysen, C.J & C.J.N. Winter, 1996. Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? Seabird 18: 20-25.

Camphuysen, C.J., J. van Dijk, H. Witte & N. Spaans, 2008. De voedselkeuze van Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen en andere indicaties die aanwijzingen geven over het ruimtegebruik van deze vogelsoorten in de Noord-Hollandse kustwateren. NIOZ-Report 2008-12. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Carpenter, J.R., L. Merckelbach, U. Callies, S.Clark, L. Gaslikova & B. Baschek, 2016. Potential Impacts of Offshore Wind Farms on North Sea Stratification. PLoS One 11(8): e0160830.

Casper, B.M., A.N. Popper, F. Matthews, T.J. Carlson & M.B. Halvorsen, 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. PLoS ONE 7: e39593.

Casper, B.M., M.B. Halvorsen, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013a. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. PLoS ONE 8: e73844.

Casper, B.M., M.E. Smith, M.B. Halvorsen, H. Sun, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013b. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 166: 352-360.

Casper, B.M., M.B. Halvorsen, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. The Journal of the Acoustical Society of America 141: 4380-4387.

CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.

Coates, D.A., Y. Deschutter, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. Marine Environmental Research 95: 1-12.

Coates, D.A., G. Van Hoey, L. Colson, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia 756: 3-18.

Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework. Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea. Doctoral dissertation, Wageningen University.

Coolen, J.W., O.G. Bos, S. Glorius, W. Lengkeek, J. Cuperus, B. van der Weide & A. Agüera, 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. Journal of Sea Research 103: 84-92.

Coolen, J.W.P., B. Van Der Weide, J. Cuperus, M. Blomberg, G.W.N.M. Van Moorsel, M.A. Faasse, O.G. Bos, S. Degraer & H.J. Lindeboom, 2020. Benthic biodiversity on old platforms, young wind farms, and rocky reefs. ICES Journal of Marine Science 77(3): 1250-1265.

Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. Biological Conservation, 262: 109297.

Corbett, W.T., 2019. The Behavioural and Physiological Effects of Pile-driving Noise on Marine Species. Master's thesis, University of Exeter.

Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES.

Craeymeersch, J.A., R. Witbaard, E. Dijkman & H.W.G.Meesters, 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.

Cresci, A., P. Perrichon, C.M.F. Durif, E. Sørhus, E. Johnsen, R. Bjelland, T. Larsen, A.B. Skiftesvik & H. I. Browman, 2022a. Magnetic fields generated by the DC cables of offshore wind farms have no effect on spatial distribution or swimming behavior of lesser sandeel larvae (*Ammodytes marinus*). Marine Environmental Research 176: 105609.

Cresci, A., C.M.F. Durif, T. Larsen, R. Bjelland, A.B. Skiftesvik & H. I. Browman, 2022b. Magnetic fields produced by subsea high-voltage direct current cables reduce swimming activity of haddock larvae (*Melanogrammus aeglefinus*). PNAS Nexus 1(4): pgac175

Cryan, P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy 90: 1330-1340.

Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. PNAS 111(42): 15126-15131.

Daan, N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.

Daan, N., H. Heessen & R. ter Hofstede, 2005. North Sea Elasmobranchs: distribution, abundance and biodiversity. International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM 2005/N:06.

Daan, R., M. Mulder & M.J.N. Bergman, 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.

Davies, T.W. & T. Smyth, 2017. Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. Global change biology 24: 872-882.

Daewel, U., N. Akhtar, N. Christiansen & C. Schrum, 2022. Offshore wind farms are projected to impact primary production and bottom water deoxygenation in the North Sea. Communications Earth & Environment 3: 292.

van Damme, C.J.G., R. Hoek, D. Beare, L.J. Bolle, C. Bakker, E. van Barneveld, M. Lohman, E. Os-Koomen, P. Nijssen, I. Pennock & S. Tribuhl, 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. IMARES Wageningen UR, Report number C098/11.

Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The Danish energy agency, the nature agency, DONG Energy & Vattenfall.

De Backer, A., J. Buyse & K. Hostens, 2020. A decade of soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (editors), Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management. Series 'Memoirs on the Marine Environment', blz. 79 - 113.

De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 1517-1526

Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. PloS One 9(10): e109280.

Debusschere, E., K. Hostens, D. Adriaens, B. Ampe, D. Botteldooren, G. De Boeck, A. De Muynck, A.K. Sinha, S. Vandendriessche, L. Van Hoorebeke & M. Vincx, 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. Environmental Pollution 208: 747-757.

Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (eds.), 2016. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.

Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (eds.), 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.

Degraer, S., D.A. Carey, J.W.P. Coolen, Z.L. Hutchison, F. Kerckhof, B. Rumes & J. Vanaverbeke, 2020. Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning, a synthesis. Oceanography 33: 4.

Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin, 2021. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Attraction, avoidance and habitat use at various spatial scales. Memoirs on the Marine Environment. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.

van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 280(1769): 20131883.

van Denderen, P.D., N.T. Hintzen, A.D. Rijnsdorp, P. Ruardij & T. van Kooten, 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. Ecosystems 17: 1216-1226.

van Denderen, P.D., S.G. Bolam, J.G. Hiddink, S. Jennings, A. Kenny, A.D. Rijnsdorp & T. Van Kooten, 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. Marine Ecology Progress Series: 541: 31-43.

Derweduwen, J., S. Vandendriessche & K. Hostens, 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.

van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. Marine Ecology Progress Series 458: 169-180.

Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2007. Handbook of the Bats of Europe and Northwestern Africa: Biology, Identification and Conservation Status; Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG: Stuttgart, Germany.

Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.

Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202: 59-68.

Dorrell, R., C. Lloyd, B. Lincoln, T. Rippeth, J. Taylor, C. Caulfield, J. Sharples, J. Polton, B. Scannell, D. Greaves, R. Hall & J. Simpson, 2021. Anthropogenic Mixing of Seasonally Stratified Shelf Seas by Offshore Wind Farm Infrastructure. Frontiers in Marine Science 9: 830927.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis 148: 29-42.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. Ann. N.Y. Acad. Sci. 1134: 233-266.

van Duin, C.F., C.J. Jaspers & M. Kreft, 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.

Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. Ibis 124: 359-361.

van Duren, L.A., 2018. Essay: bouwen met Noordzeenatuur. Noordzeedagen 2018, Deltares.

van Duren, L.A., A. Gittenberger, A.C. Smaal, M. van Koningsveld, R. Osinga, J.A. Cado van der Lelij & M.B. de Vries, 2016. Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Rapport 1221293-000, Deltares.

van Duren, L.A., F. Zijl, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin, J. van der Meer, G.M. Aarts, J. van der Molen, K. Soetaert & A.W. Minns, 2021. Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea - Synthesis report. Document ID: 11203731-004-ZKS-0010, Deltares.

Durif, C. M., D. Nyqvist, B. Taormina, S.D. Shema, A.B. Skiftesvik, F. Freytet & H.I. Browman, 2023. Magnetic fields generated by submarine power cables have a negligible effect on the swimming behavior of Atlantic lumpfish (*Cyclopterus lumpus*) juveniles. PeerJ 11: e14745.

Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/ media.php /.../wka_fmaus.xls.

Edwards, E.W.J., L.R. Quinn, E.D. Wakefield, P. Miller & P.M. Thompson, 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 98: 438-444.

van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. Ardea 83: 199-212.

Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H.Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköld, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin & A.D. Rijnsdorp, 2016 Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099

Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci. 4(4):22-26.

Ens, B., 2007. SOVON in de ruimte. SOVON Nieuws 20(3): 6-8.

Ens, B., F. Bairlein, C.J. Camphuysen, P. de Boer, K.M. Exo, N. Gallego, R.H.G. Klaassen, K. Oosterbeek & J. Shamoun-Baranes, 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. Limosa 82: 33-42.

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. Journal of Coastal Conservation 5: 69-80.

Everaert, J. & E. Stienen, 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. Biodiversity and Conservation 16: 3345-3359.

Exo, K.M., O. Huppop & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

Falk, K. & S. Møller, 1995. Satellite tracking of high-arctic Northern Fulmars. Polar Biol. 15: 495-502.

Fey, D.P., M. Jakubowska, M. Greszkiewicz, E. Andrulewicz, Z. Otremba & B. Urban-Malinga, 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish? Aquatic Toxicology 209: 150-158.

Fijn, R.C. & J.W. de Jong, 2019. Vogelwaarden van een mogelijk Natura 2000-gebied Bruine Bank. Populatieschattingen van kwalificerende, begrenzende en niet-kwalificerende soorten binnen drie mogelijke gebiedsbegrenzingen, Rapport 19-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., P.A. Wolf, W. Courtens, H. Verstraete, E.W.M. Stienen, L. Iliszko & M.J.M. Poot, 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. Bird Study 61: 566-571.

Fijn, R.C., M.J.M. Poot, S. van Rijn, M.B. van Eerden & T.J. Boudewijn, 2014b. Specialistisch gedrag door een generalist: een kustbroedende Aalscholver foerageert uitsluitend in het binnenland. Limosa 87: 129-134.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. Ibis 157: 558-566.

Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M.S.J. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

Floeter, J., J.E. van Beusekom, D. Auch, U. Callies, J. Carpenter, T. Dudeck, S. Eberle, A. Eckhardt, D. Gloe, K. Hänselmann, M. Hufnagl, 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. Progress in Oceanography 156: 154-173.

Franzitta, G., A. Colletti, B. Savinelli, M.L. Martire, C. Corinaldesi & L. Musco, 2022. Feasibility of the Sabellarid Reef Habitat Restoration. Frontiers in Marine Science 9: 854986.

Furmankiewicz, J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. Journal of Mammalogy 90: 1310-1317.

Furness, R.W., 2016. Qualifying impact assessments for selected seabird populations: A review of recent literature and understanding. MacArthur Green, Glasgow.

Gaida, T., B. Binnerts, C. van der Stappen & J. Cuperus, 2023. Sabellaria monitoring trial: summary report. TNO 2023 R12045.

García, S., H. Álvarez, A.L. Perry, J. Blanco, D.J. Maaholm & R. Aguilar, 2019. Protecting the North Sea: Brown Bank. Oceana, Madrid.

Garthe, S., D. Grémillet & R.W. Furness, 1999. At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing Northern Gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. Marine Ecology Progress Series 185: 93-99.

Garthe, S., W.A. Montevecchi, G. Chapdelaine, J.-F. Rail & A. Hedd, 2007a. Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. Marine Biology 151: 687-694.

Garthe, S., W.A. Montevecchi & G.K. Davoren, 2007b. Flight destinations and foraging behaviour of Northern Gannets (*Sula bassana*) preying on a small forage fish in a low-Arctic ecosystem. Deep-Sea Research II 54: 311-320.

Garthe, S., H. Schwemmer, V. Peschko, N. Markones, S. Müller, P. Schwemmer & M. Mercker, 2023. Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. Scientific Reports 13: 4779.

van Gasteren, H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: een radarstudie. Rapport. Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.

Gaston, K.J., S. Ackermann, J. Bennie, D.T.C. Cox, B.B. Phillips, A. Sánchez de Miguel & D. Sanders, 2021. Pervasiveness of Biological Impacts of Artificial Light at Night. Integrative and Comparative Biology 61: 1098-1110.

Geelhoed, S., R. Van Bemmelen, G. Keijl, M. Leopold & H. Verdaat, 2011. Nieuwe kolonie Drieteenmeeuwen *Rissa tridactyla* in de zuidelijke Noordzee. Sula 24(1): 27-30.

Gibb, N., B. Pearce, H.M. Tillin & H. Tyler-Walters, 2014. Assessing the sensitivity of *Sabellaria spinulosa* reef biotopes to pressures associated with marine activities. Joint Nature Conservation Committee, report number: 504.

Gilberte, G., T. Réjean, J. Aurelie, O. Frédéric, C. Laurent, W. Gesche & A. Céline, 2020. Anthropogenic boat noise reduces feeding success in winter flounder larvae (*Pseudopleuronectes americanus*). Environmental Biology Of Fishes 103; 1079-1090.

Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.

GoBe Consultants, 2019. Hornsea Project Four: Preliminary Environmental Information Report (PEIR) - F2.5: Outline Marine Mammal Mitigation Protocol. GoBe Consultants Ltd, Glasgow, UK.

Green, R., C.B. Thaxter, M.P. Collier, N.H.K. Burton, E.S. Scragg, R. Taylor, A.S.C.P. Cook & R.C. Fijn, 2018. Tracking breeding Sandwich terns on the North Norfolk Coast. Results report 2018. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Grémillet, D., L. Pichegru, F. Siorat & J. Georges, 2006. Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French Northern Gannets from the English Channel. Marine Ecology Progress Series 319: 15-25.

Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2016. Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. WWT Final Report to the Department of Energy and Climate Change. WWT, Slimbridge.

Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust. Kavel I en II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 16-007. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017. Review and analysis of tracking data to delineate flight characteristics and migration routes of birds over the Southern North Sea. Rapport 16-139. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., R.P. Middelveld, B.M.C. Grutters, E. Stienen & R.C. Fijn, 2018a. Effects of Offshore Wind farms on the Behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Report 17-175. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. Hille Ris Lambers, 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen Ur.

van Hal, R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.

van Hal, R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.

van Hal, R., 2017. Wageningen Marine Research, 1710422-RvH-mnb-lcs. Retrieved via https://www.wur.nl/upload_mm/9/3/e/b81f2094-e8fc-4392-bcf4-2f95d7bf3fc1_Rapport%20haaien%20en%20roggen%20gegevens%202017.pdf

van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter, 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imares Wageningen Ur.

van Hal, R., A.B. Griffioen & O.A. van Keeken, 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. Marine Environmental Research 126: 26-36.

Halvorsen, M.B., B.M. Casper, C.M. Woodley, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2012. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. PLoS ONE 7: e38968

Hamer, K.C., R.A. Phillips, S. Wanless, M.P Harris & A.G. Wood, 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from radio tracking. Mar Ecol Prog Ser 200: 257-264.

Hamer, K.C., R.A. Phillips, J.K. Hill, S. Wanless & A.G. Wood, 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. Mar Ecol Prog Ser 224: 283-290.

Hamer, K.C., S. Lewis, S. Wanless, R.A. Phillips, T.N. Sherratt, E.M. Humphreys, J. Hennicke & S. Garthe, 2006. Use of gannets to monitor prey availability in the northeast Atlantic Ocean: colony size, diet and foraging behavior. Pp. 236-248. In: Boyd, I.L., S. Wanless & C.J. Camphuysen (eds.), Top Predators in Marine Systems. Cambridge University Press.

Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennicke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. Mar Ecol Prog Ser 338: 295–305.

Hamer, K.C., E.M. Humphreys, M.C. Magalhães, S. Garthe, J. Hennicke, G. Peters, D. Grémillet, H. Skov & S. Wanless, 2009. Fine-scale foraging behaviour of a medium-ranging marine predator. Journal of Animal Ecology 78: 880-889.

Hawkins, A., 2005. Assessing the impact of pile driving upon fish. Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. p. 22

Hawkins, A. D. & A.N. Popper, 2014. Assessing the impacts of underwater sounds on fishes and other forms of marine life. Acoustics Today 10: 30-41.

Hawkins, A. D., L. Roberts & S. Cheesman, 2014. Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. The Journal of the Acoustical Society of America 135: 3101-3116.

HDR, 2020. Benthic and Epifaunal Monitoring During Wind Turbine Installation and Operation at the Block Island Wind Farm, Rhode Island – Project Report. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs. OCS Study BOEM 2020-044. Volume 1: 263, volume 2: 380.

Heijligers, W., 2014. Voortoets, cumulatietoets en passende beoordeling. Een weg vol valkuilen. Toets 14(01): 6-10.

Heinänen, S., R. Žydelis, B. Kleinschmidt, M. Dorsch, C. Burger, J. Morkūnas, P. Quillfeldt & G. Nehls, 2020. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. Marine Environmental Research 160: 104989.

Heinis, F., 2018. Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (noord) - Effecten van aanleg op zeezoogdieren. HWE onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie, Bussum.

Heinis, F., in prep. Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver - Effecten van aanleg van kavel V en VI op zeezoogdieren. HWE onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie, Bussum.

Herbert-Read, J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. Proceedings of the Royal Society B 284: 20171627.

Herman, P.M.J. & F.F. van Rees, 2022. Mapping Reef forming North Sea Species. Deltares, document ID: 11207716-000-ZKS-0002.

Hermans, A. & B. Schilt, 2022. Current state of knowledge Electromagnetic fields. Electromagnetic fields and the Marine Strategy Framework Directive Descriptor 11 - Energy. Witteveen & Bos, Utrecht.

Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

ter Hofstede, R., F.M.F. Driessen, P.J. Elzinga, M. van Konngsveld & M. Schutter, 2022. Offshore wind farms contribute to epibenthic biodiversity in the North Sea. Journal of Sea Research 185: 102229.

Horwath, S., J. Hassrick, R. Grismala & E. Diller, 2020. Comparison of Environmental Effects from Different Offshore Wind Turbine Foundations. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Sterling, VA. OCS Study BOEM 2020-041.

Huang, S., 2022. Unstated impacts of the green energy industry on the habitat of a coastal delphinid: Turbid-turbulent wakes induced by offshore wind turbine foundations. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 32: 1787-1796.

Hubert, J., E. Booms, R. Witbaard & H. Slabbekoorn, 2021. Blue mussels habituate to repeated sound exposures and respond just to the on-set of fast pulse trains. In: Hubert, J., 2021. Sound investigation: effects of noise on marine animals across trophic levels. PhD thesis, chapter 7.

van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Wadden- en Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.

Hutchison, Z.L., P. Sigray, H. He, A.B. Gill, J. King & C. Gibson, 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. Sterling (VA): U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2018-003.

Hutchison, Z.L., A.B. Gill, P. Sigray, H. He & J.W. King, 2020. Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. Scientific Reports 10: 4219.

Hutchison, Z.L., A.B. Gill, P. Sigray, H. He & J.W. King, 2021a. A modelling evaluation of electromagnetic fields emitted by buried subsea power cables and encountered by marine animals: considerations for marine renewable energy development. Renewable Energy 177: 72-81.

Hutchison, Z. L., D.H. Secor & A.B. Gill, 2021b. The Interaction Between Resource Species and Electromagnetic Fields Associated with Electricity Production by Offshore Wind Farms. Oceanography 33: 96-107.

Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. Naturschutz und Biologische Vielfalt 28: 1-62.

Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. American Midland Naturalist 165: 185-200.

Jakubowska, M., B. Urban-Malinga, Z. Otremba & E. Andrulewicz, 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete Hediste diversicolor. Marine Environmental Research, 150: 104766.

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong, 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation. www.eao.gov.bc.ca

Jaspers Faijer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. Journal of Applied Ecology 51: 31-41.

Jones, G., R. Cooper-Bohannon, K. Barlow & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.

de Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 72(8): 2409-2422.

Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodemintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES

Jonge Poerink, B., S. Lagerveld & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.

Kamermans, P. & M. Dedert, 2012. Effect of variations in concentration of algae and silt on filtration and growth of the razor clam (*Ensis directus*, Conrad). IMARES Report C017/12. IMARES, Wageningen.

Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.

Karlsson, R., M. Tivefälth, I. Duranović, S. Martinsson, A. Kjølhamar & K.M. Murvoll, 2022. Artificial hard-substrate colonisaton in the offshore Hywind Scotland Pilot Park, Wind Energy Science 7: 801-814.

Kastelein, R.A., N. Jennings, A. Kommeren, L. Helder-Hoek & J. Schop, 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. Marine Environmental Research 130: 315-324.

Kent, C.S., R.D. McCauley, C. Erbe, A. Gavrilov, K. Lucke & I. Parnum, 2016. Underwater Sound and Vibration from Offshore Petroleum Activities and their Potential Effects on Marine Fauna: An Australian Perspective. Report 2015-13. Centre for Mrine Science and Technology (CMST), Perth, Australia.

Kerckhof, F., I. De Mesel & S. Degraer, 2016. Do wind frarms favour introduced hard substrata species. In: Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (eds.), Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.

Kerckhof, F., B. Rumes & S. Degraer, 2019. About “mytilisation” and “slimeification”: A decade of succession of the fouling assemblages on wind turbines off the Belgian coast. Pp. 73–84. In Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Marking a Decade of Monitoring, Research and Innovation. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.

van der Knaap, I., H. Slabbekoorn, T. Moens, D. Van den Eynde & J. Reubens, 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. Environmental Pollution 300: 118913.

Koop, L., A. Amiri-Simkooei, K.J. van der Reijden, S. O’Flynn, M. Snellen & D.G. Simons, 2019. Seafloor classification in a sand wave environment on the Dutch continental shelf using multibeam echosounder backscatter data. Geosciences 9: 142.

van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2019. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Displacement and population level effects in 5 selected species. Report C063/19. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Krijgsveld, K.L., 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report 13-268. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Report 05-041. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krone, R., G. Dederer, P. Kanstinger, P. Krämer, C. Schneider & I. Schmalenbach, 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. Marine Environmental Research 123: 53-61.

Krop-Benesch, A., 2022. Influence of Artificial Light at Night (ALAN) on the Outstanding Universal Value (OUV) of the Wadden Sea World Heritage. Programma naar een rijke Waddenzee. Retrieved via https://rijkewaddenzee.nl/en/newsitem/artificial-light-at-night-wadden-sea/index.htm

Kruszynski, C., L.D. Bailey, A. Courtiol, L. Bach, P. Bach, M. Göttsche, M. Göttsche, R. Hill, O. Lindecke, H. Matthes, H. Pommeranz, A.G. Popa-Lisseanu, A. Seebens-Hoyer, M. Tichomirowa & C.C. Voigt, 2021. Identifying migratory pathways of Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) using stable hydrogen and strontium isotopes. Rapid Communications in Mass Spectrometry 35(6): e9031.

van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.

van der Laar, F.J.T & W. Bosma, 1999. Vogeltrek boven de Noordzee. Stichting ter Bevordering van Natuurwetenschappelijk Onderzoek (SBNO).

Lafrate, J.D., S.L. Watwood, E.A. Reyier, D.M. Scheidt, G.A. Dossot & S.E. Crocker, 2016. Effects of Pile Driving on the Residency and Movement of Tagged Reef Fish. PLoS One, 23: 11.

Lagerveld, S., 2021. https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.

Lagerveld, S., G. Kooistra, G. Otten, L. Meesters, J. Manshanden, D. de Haan, D. Gerla, H. Verhoef & M. Scholl, 2017a. Bat flight analysis around wind turbines – a feasibility study. Wageningen Marine Research report C026/17. Wageningen Marine Research.

Lagerveld, S., D. Gerla, J.T. van der Wal, P. de Vries, R. Brabant, E. Stienen, K. Deneudt, J. Manshanden & M. Scholl, 2017b. Spatial and temporal occurrence of bats in the southern North Sea area. Wageningen Marine Research report C090/17. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. Animals 11(12): 3442.

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2023. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research report C031/22A. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Lane, J., R. Jeavons, Z. Deakin, R. Sherley, C. Pollock, R. Wanless & K. Hamer, 2020. Vulnerability of northern gannets to offshore wind farms; seasonal and sex-specific collision risk and demographic consequences. Marine Environmental Research 162: 105196.

Langston, R.H., E. Teuten & A. Butler, 2013. Foraging ranges of northern gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the UK: 2010–2012. RSPB Report to DECC.

Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. Journal of Applied Ecology 44: 516-522.

Larsson, A.K., 1994. The environmental impact from an offshore plant. Wind Engineering 18: 213-218.

Lascelles, B., N. Varty, K. Tanner & R. McCann, 2012. Northern Gannet. Overview of available information on http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet.

Lawson, M., D. Jenne, R. Thresher, D. Houck, J. Wimsatt & B. Straw, 2020. An investigation into the potential for wind turbines to cause barotrauma in bats. PLoS One 15(12): e0242485.

Leemans, J.J. & A. Gyimesi, 2022. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea. Notitie 18-0178/22.06209/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leemans, J.J., A. Potiek & A. Gyimesi, 2022. Aanvullende berekeningen jan-van-gent en zilvermeeuw ten behoeve van milieueffectrapporten windenergiegebied IJmuiden Ver. Notitie 21-0900/22.04971/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leemans, J., R.S. Tjørnløv, H. Skov & A. Gyimesi, 2023. Integration of bird radar studies in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-188. Waardenburg Ecology, DHI, Culemborg.

van Leeuwen, S., P. Tett, D. Mills & J. van der Molen, 2015. Stratified and non-stratified areas in the North Sea: Long-term variability and biological and policy implications. Journal of Geophysical Research 120: 4670-4686.

Leewis, L. & A. Klink, 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense, Amsterdam.

Leeuwis, L. & A. Klink, 2022. Prinses Amalia Windturbine park 2022 - Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park fifteen years after construction; first analysis. Eurofins AquaSense, Amsterdam.

Leewis, L., A.D. Klink & E.C. Verduin, 2018. Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017). A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat.

Lefaible, N., U. Braeckman & T. Moens, 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (eds), Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.

Lehnert, L.S. S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. Lindecke, I. Niermann & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. PLoS One 9(8): e103106.

Lengkeek, W., K. Didderen, M. Dorenbosch, S. Bouma & H.W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226. Bureau Waardenburg, Culemborg

Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leonhard, S.B. & J. Pedersen, 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Final Report/Annual Report 2005: 134.

Leonhard, S. B., C. Stenberg, & J.G. Støttrup, 2011. Effect of the Horns Rev 1 offshore wind farm on fish communities: Follow-up seven years after construction. Retrieved from https://tethys.pnnl.gov/ sites/default/files/publications/Horns-rev-1-fish-communities.pdf

Leopold, M.F., 2017. Seabirds? What seabirds? An exploratory study into the origin of seabirds visiting the SE North Sea and their survival bottlenecks. Den Helder, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C046/17.

Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2009. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES C062/07. Wageningen Imares.

Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.

Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5. Marine Birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) an Q7. Alterra-rapport 1048. Alterra, Texel.

Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.

Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, H. Verdaat & E.L. Bravo Rebolledo, 2013a. Futen in de Hollandse Noordzeekustzone in december 2012 en januari 2013. IMARES, Wageningen.

Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2013b. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES report C151/12. IMARES, IJmuiden.

Leopold, M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013c. “Windenergie binnen 12 mijl” in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

Leopold, M.F., M. Boonman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R.H. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J.T. van der Wal & M. Scholl, 2015. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14. IMARES, Wageningen.

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J.T. van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.

Lillis, A., D.B. Eggleston & D.R. Bohnenstiehl, 2013. Oyster Larvae Settle in Response to Habitat-Associated Underwater Sounds. PLoS ONE 8(10): e79337.

Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2016. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Report 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen / Wageningen Marine Research.

Lindeboom, H.J., H.J. Kouwenhoven, M.J.N Bergman, S. Bouma, S. Brasseur, R. Daan, R.C. Fijn, D. de Haan, S. Dirksen, R. van Hal, R. Hille Ris Lambers, R. ter Hofstede, K.L. Krijgsveld, M. Leopold & M. Scheidat, 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters 6: 035101.

Lock, K., M. Faasse & T.J. Vanagt, 2014. Assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.

Love, M.S., M.M. Nishimoto, S. Clark & A.S. Bull, 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. Bulletin of the Southern California Academy of Sciences 114*:* 33-42.

Love, M.S., M.M. Nishimoto, S. Clark, M. McCrea & A.S. Bull, 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. Continental Shelf Research 151: 23-29.

Lundy, M., I. Montgomery & J. Russ, 2010. Climate change-linked range expansion of Nathusius' pipistrelle bat, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839). Journal of Biogeography 37: 2232-2242.

LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.

Marine Scotland, 2018. Stochastic Band CRM – GUI User manual. Available at https://www2.gov.scot/Topics/marine/marineenergy/mre/current/StochasticCRM

Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. De Levende Natuur 110(6): 290-291.

Masden, E.A. & A.S.C.P. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. Environmental Impact Assessment Review 56: 43-49.

Masden, E. A., D. T. Haydon, A. D. Fox, R. W. Furness, R. Bullman & M. Desholm, 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. ICES Journal of Marine Science 66: 746-753.

Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. Marine Pollution Bulletin 60: 1085-1091.

Masden, E.A., R. Reeve, M. Desholm, A. D. Fox, R.W. Furness & D.T. Haydon, 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. Journal of The Royal Society Interface 9: 2120-2130.

Matthias, B. & M. Fettweis, 2015. In situ observations of turbidity plumes at an offshore wind farm. Book of abstracts – vliz young marine scientists day. Available at: https://core.ac.uk/download/pdf/45440131.pdf#page=32

Mavraki, N., S. Degraer & J. Vanaverbeke, 2021. Offshore wind farms and the attraction-production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. Hydrobiologia, 848: 7.

May, R., O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård, 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.

May, R., T. Nygård, U. Falkdalen, J. Åström, Ø. Hamre & B.G. Stokke, 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. Ecology and Evolution 10(16): 8927-8935.

McAfee, D., B.R. Williams, L. McLeod, A. Reuter, Z. Wheaton & S.D. Connell, 2022. Soundscape enrichment enhances recruitment and habitat building on new oyster reef restorations. Journal of Applied Ecology 60: 111-120.

McGuire, L.P, C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. Journal of Animal Ecology 81(2): 377–385.

Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm & T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 1978-1984

Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe, 2014. Effects of the offshore test site Alpha Ventus on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In: BSH & BMU, Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). Journal of Environmental Management 231: 429-438.

Methratta, E.T. & W.R. Dardick, 2019. Meta-Analysis of Finfish Abundance at Offshore Wind Farms. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 27: 242-260.

Mitamura, H., H. Nishizawa, Y. Mitsunaga & K. Tanaka, 2021. Attraction of an artificial reef: a migratory demersal flounder remains in shallow water under high temperature conditions in summer. Environmental Biology of Fishes, 2021.

Ministerie van LNV, 2022. Haaien- en Roggen Actieplan 2022-2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2023/02/07/bijlage-haaien-en-roggen-actieplan-2022-2027

Mooney, T.A., M.H. Andersson & J. Stanley, 2020. Acoustic Impacts of Offshore Wind Energy on Fishery Resources: An Evolving Source and Varied Effects Across a Wind Farm's Lifetime. Oceanography 33: 82-95.

Naisbett-Jones, L.C., N.F. Putman, J.F. Stephenson, S. Ladak & K.A. Young, 2017. A Magnetic Map Leads Juvenile European Eels to the Gulf Stream. Current Biology 27: 1236-1240.

Nature today, 2017. Meer steuren gemeld. www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23338

Nedelec, S.L., J. Campbell, A.N. Radford, S.D. Simpson & N.D. Merchant, 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. Methods in Ecology and Evolution 7: 836-842.

Nelson, J.B., 1978. The gannet. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Herts.

Netwerk Ecologisch Monitoring (Sovon, CBS, provincies), 2022. Broedvogeltrends in aangewezen gebieden: https://stats.sovon.nl/stats/soort/5910. Bezocht op 25-04-2022.

Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In: Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (eds.), Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Öhman, M.C., P. Sigray & H. Westerberg, 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. Ambio 36: 630-634.

Olivier, F., M. Gigot, D. Mathias, Y. Jezequel, T. Meziane, C. L'Her, L. Chauvaud & J. Bonnel, 2022. Assessing the impacts of anthropogenic sounds on early stages of benthic invertebrates: The "Larvosonic system". Limnology and Oceanography: Methods 21: 53-68.

Orbicon, 2019. Interconnector NeuConnect - Benthic report. BioConsult SH & Orbicon A/S. Documents No. 2.

OSPAR Commission, 2008. Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. Biodiversity Series 370: 50.

OSPAR Commission, 2013. Background document on *Sabellaria spinulosa* reefs. Biodiversity Series.

OSPAR Commission, 2020. OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise. First published in 2014, updated in 2020. Environmental impacts of human activites.

Pearce, B., J.M. Fariñas-Franco, C. Wilson, J. Pitts, A. deBurgh & P.J. Somerfield, 2014. Repeated mapping of reefs constructed by *Sabellaria spinulosa* Leuckart 1849 at an offshore wind farm site. Continental Shelf Research 83: 3-13.

Peschko, V., B. Mendel, S. Müller, N. Markones, M. Mercker & S. Garthe, 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. Marine Environmental Research 162: 105157.

Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. Marine Biology 167: 118.

Peschko, V., B. Mendel, M. Mercker, J. Dierschke & S. Garthe, 2021. Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. Journal of Environmental Management 279: 111509.

Petersen, I.K. & A.D. Fox, 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., R.D. Nielsen & M.L. Mackenzie, 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.

Petersons, G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). Myotis 41/42: 29-56.

Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999-2003. Swedish Energy Agency, Lund University.

Platteeuw, M., 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. Sula 5(1): 2-15.

Platteeuw, M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrektellingen in Nederland in de jaren tachtig. Sula 8(1/2, special issue): 1-203.

Plonczkier, P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology 49: 1187-1194.

Ponchon, A., C. Aulert, G. Le Guillou, F. Gallien, C. Péron & D. Grémillet, 2017. Spatial overlaps of foraging and resting areas of black-legged kittiwakes breeding in the English Channel with existing marine protected areas. Marine Biology 164(5): 119.

Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. Ecology and Society 13(2): 47.

Poot, M.J.M., 2013. Eerste gedachten over de haalbaarheid van nieuwe nearshore windparken in Nederland in relatie tot mogelijke effecten op vogels. Notitie 13.01476 in opdracht van Pondera Consult. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., R.C. Fijn, R.J. Jonkvorst, C. Heunks, M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010-April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Poot, M.J.M., R.C. Fijn & H. Schoten, 2012. Aerial survey of Great Crested Grebes along the coast of Holland in February 2011 – how well can the thousands of Great Crested Grebes at sea be counted from the air? Sula 26: 49-70.

Poot, M.J.M., R.C. Fijn, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard, J. Bergsma, W. Lengkeek, S. Bouma, E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen, H. Verstraete, M.F. Leopold, P. Pruisscher, K. Buijtelaar, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, S. van Rijn, J. Philipson, K. Hijne & M.R. van Eerden, 2013. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.

Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2018. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. The Journal of the Acoustical Society of America 143: 470-488.

Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. Journal of Fish Biology 94: 692-713.

Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. The Journal of the Acoustical Society of America 117(6): 3958-3971.

Popper, A. N., A. D. Hawkins, R. R. Fay, D. A. Mann, S. Bartol, T. J. Carlson & W.A. Tavolga, 2014. ASA S3SC-1.4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer, New York.

Potiek, A. & A. Gyimesi, 2023. Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027. Rapport. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Report 18-342. Bureau Waardenburg. Culemborg.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold & M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0. Report 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema, 2013. Vliegbewegingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringsslachtoffers. Rapport 13-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. Biological Conservation 233: 220-227.

Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. Biol. Cons. Fauna 102: 291.

van der Reijden, K.J., L. Koop, S. O'Flynn, S. Garcia, O. Bos, C. van Sluis, D.J. Maaholm, P.M.J. Herman, D.G. Simons, H. Olff, T. Ysebaert, M. Snellen, L.L. Govers, A.D. Rijnsdorp & R. Aguilar, 2019. Discovery of *Sabellaria spinulosa* reefs in an intensively fished area of the Dutch Continental Shelf, North Sea. Journal of Sea Research 114: 85-94.

van der Reijden, K.J., L. Koop, S. Mestdagh, M. Snellen, P.M. Herman, H. Olff & L.L. Govers, 2021. Conservation implications of *Sabellaria spinulosa* reef patches in a dynamic sandy-bottom environment. Frontiers in Marine Science 8: 642659.

Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff & I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. Marine Ecology Progress Series 394: 201-213.

Reubens, J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. Energienieuws 27 juli 2012.

Reubens, J.T., S. Degraer & M. Vincx, 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. Hydrobiologia 727: 121-136.

Reusch, C., A.A. Paul, M. Fritze, S. Kramer-Schadt & C.C. Voigt, 2023. Wind energy production in forests conflicts with tree-roosting bats. Current Biology 33: 737-743.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport–B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Roach, M., M. Cohen, R. Forster, A.S. Revill & M. Johnson (ed. S. Degraer), 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. ICES Journal of Marine Science 75: 1416-1426.

Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. Marine Ecology Progress Series 538: 185-195.

Roberts, L., H.R. Harding, I. Voellmy, R. Bruintjes, S.D. Simpson, A.N. Radford, T. Breithaupt & M. Elliott, 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In: Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL (Vol. 27, No. 1, p. 010029). ASA.

Roberts, L. & M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. Science of the Total Environment 595: 255-268.

Robertson, G.S., M. Bolton, W.J. Grecian & P. Monaghan, 2014. Inter-and intra-year variation in foraging areas of breeding kittiwakes (*Rissa tridactyla*). Marine Biology 161: 1973-1986.

Rodgers, J.A. & S.T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conservation Biology 16: 216-224.

Rozemeijer, M.J.C. & J.T. van der Wal, 2017. Zandwinning Noordzee 2018-2027 – nadere verdieping effecten Natura 2000. Arcadis en Wageningen Marine Research.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12: 261-274.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56: 823-827.

Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South-Eastern North Sea. Acta Chiropterologica 16: 139-147.

Schwemmer, P., B. Mendel, N. Sonntag, V. Dierschke & S. Garthe, 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecological Applications 21: 1851-1860.

Scott, K., P. Harsanyi & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). Marine Pollution Bulletin 131: 580-588.

Scott, K., P. Harsanyi, B.A.A. Easton, A.J.R. Piper, C.M.V. Rochas & A.R. Lyndon, 2021. Exposure to Electromagnetic Fields (EMF) from Submarine Power Cables Can Trigger Strength-Dependent Behavioural and Physiological Responses in Edible Crab, *Cancer pagurus* (L.). Journal of Marine Science and Engineering 9(7): 776.

Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). Marine Scotland Science.

Seiche, K., 2008. Fledermäuse uns Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesambt für Umwelt und Geologie.

Sguotti, C., C.P. Lynam, B. García-Carreras, J.R. Ellis & G.H. Engelhard, 2016. Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. Global Change Biology 22: 2729-2743.

Sigray, P., M. Linné, M.H. Andersson, A. Nöjd, L.K.G. Persson, A.B. Gill & F. Thomsen, 2022. Particle motion observed during offshore wind turbine piling operation. Marine Pollution Bulletin 180, 113734.

Skov, H., S. Heinänen, M. Lazcny & M.E. Chudzińska, 2016. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T1 report. ENECO.

Skov, H., S. Heinänen, M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.

Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.

Skov, H. & R.S. Tjørnløv, 2022. Monitoring bird collisions - meso and micro avoidance at offshore wind farm Eneco Luchterduinen Final report. DHI.

Slavik, K., C. Lemmen, W. Zhang, O. Kerimoglu, K. Klingbeil & K.W. Wirtz, 2017. The large scale impact of offshore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. Hydrobiologia 845: 35-53.

Sluiter, J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). Archives Neerlandaises de Zoologie 16: 423-439.

Smaal, A., P. Kamermans, F. Kleissen, L. van Duren & T. van der Have, 2017. Platte oesters in offshorewindparken (POP). Wageningen Marine Research rapport, no. C035/17, Wageningen Marine Research, Den Helder.

Snoek, R., R. de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study. WaterProof reprt WP2016_1031 / Bureau Waardenburg report 16-101.

Snow, D.W. & C.M. Perrins (eds.), 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1, Non-Passerines. Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*. Oxford University Press, New York.

Solé, M., S. de Vreese, J.M. Fortuño, M. van der Schaar, A.M. Sánchez & M. André, 2022. Commercial cuttlefish exposed to noise from offshore windmill construction show short-range acoustic trauma. Environmental Pollution 312: 119853.

Solé, M., K. Kaifu, T.A. Mooney, S.L. Nedelec, F. Olivier, A.N. Radford, M. Vazzana, M.A. Wale, J.M. Semmens, S.D. Simpson, G. Buscaino, A. Hawkins, N.A. de Soto, T. Akamatsu, L. Chauvaud, R.D. Day, Q. Fitzgibbon, R.D. McCauley & M. André, 2023. Marine invertebrates and noise. Front. Mar. Sci., Sec. Marine Biology 10: 185.

Soudijn, F. H., T. van Kooten, H. Slabbekoorn & A.M. de Roos, 2020. Population-level effects of acoustic disturbance in Atlantic cod: a size-structured analysis based on energy budgets. Proceedings of the Royal Society B 287(1929): 20200490.

Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022a. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC ("Kader Ecologie en Cumulatie") 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022b. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Spiga, I., G.S. Caldwell & R. Bruintjes, 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In: Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.

Spiga, I., N. Aldred & G.S. Caldwell, 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). Marine Pollution Bulletin 122: 297-305.

Stenberg, C., J.G. Støttrup, M. van Deurs, C.W. Berg, G.E. Dinesen, H. Mosegaard & S.B. Leonhard, 2015. Long-term effects of an off-shore wind farm in the North Sea on fish communities. Marine Ecology Progress Series 528: 257–265.

Stöber, U. & F. Thomsen, 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? The Journal of the Acoustical Society of America 149: 3.

Taormina, B., J. Bald, A. Want, G. Thouzeau, M. Lejart, N. Desroy & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. Renewable and Sustainable Energy Reviews 96: 380-391.

Taormina, B., C. Di Poi, A. Agnalt, A. Carlier, N. Desroy, R. Escobar-Lux, J. D'eu, F. Freytet & C. Durif, 2020. Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). Aquatic Toxicology 220: 105401.

Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567-577.

Teunis, M., M. Collier, E.G.R. Bakker, K. Didderen & A. Gyimesi, 2020. Ecological Impact of decommissioning offshore wind farms. Overview of potential aspects and their importance, Rapport 20-0329. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012a. Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. Biological Conservation 156: 53-61.

Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, N.A. Clark, G.J. Conway, H. Wade, E.A. Masden, M.M. Rehfisch, W. Bouten & N.H.K. Burton, 2012b. Measuring the interaction between marine features of Special Protection Areas with offshore wind farm development zones through telemetry: second year report. BTO Research Report 610. Report to UK Department of Energy and Climate Change.

Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, W. Bouten, N.A. Clark, G.J. Conway, M.M. Rehfisch & N.H.K. Burton, 2015. Seabird–wind farm interactions during the breeding season vary within and between years: A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK. Biological Conservation 186: 347-358.

Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, W. Bouten, E.A. Masden, N.A. Clark, G.J. Conway, L. Barber, G.D. Clewley & N.H.K. Burton, 2018. Dodging the blades: new insights into three-dimensional space use of offshore wind farms by lesser black-backed gulls *Larus fuscus*. Marine Ecology Progress Series 587: 247-253.

Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.

Tjørnløv, R.S., H. Skov, M. Armitage, M. Barker, J.B. Jørgensen, L.O. Mortensen, K. Thomas & T. Uhrenholdt, 2023. Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms. Final Report for the study period 2020-2021. Vattenfall, RPS, DHI, Hørsholm, Denmark.

Troost, K., K. Perdon, J. van Zwol, J. Jol & M. van Asch, 2017. Schelpdierenbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport: 17.014.

Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horssen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Vanagt, T., L. Van de Moortel, J. Heusinkveld, M. Faasse, R. Pérez-Domínguez & K. Lock, 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.

Vanagt, T. & M. Faasse, 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.

Vanaverbeke, J., U. Braeckman, E. de Borger, N. Mavraki, E. Toussaint & H. Voet, 2018. Interactions between biological and physical effects modify local biogeographic cycling processes in offshore wind farms. Poster EMBS Ostende.

Vandendriessche, S., J. Derweduwen & K. Hostens, 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. Hydrobiologia 756: 19-35.

Vandendriessche, S., A.M. Ribeiro da Costa & K. Hostens, 2016. Wind farms and their influence on the occurrence of ichthyoplankton and squid larvae. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.

Vanermen, N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia 756: 51-61.

Vanermen, N., R.C. Fijn, E. Bravo Rebolledo, R.J. Buijs, W. Courtens, S. Duijns, S. Lilipaly, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2022. Tracking lesser black-backed and herring gulls in the Dutch Delta. Distribution, behaviour, breeding success and diet in relation to (future) offshore wind farms, Rapport 21-318. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Vanhellemont, Q. & K. Ruddick, 2022. Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. Remote Sensing of Environment 145: 105-115.

Verduin, E.C., R. Olie, M.A. Faasse & J.J. van Deelen, 2020. Macrozoöbenthosonderzoek met de bodemschaaf op de Noordzee. Rapportage 2019. Versie 03. Eurofins Aquasense. Amsterdam.

Verhelst, P., J. Reubens, J. Coeck, T. Moens, J. Simon, J. van Wichelen, H. Westerberg, K. Wysujack, & D. Righton, 2022. Mapping silver eel migration routes in the North Sea. Scientific Reports 12: 318.

Vermeij, M.J.A., K.L. Marhaver, C.M. Huijbers, I. Nagelkerken & S.D. Simpson, 2010. Coral Larvae Move toward Reef Sounds. PLoS ONE 5(5): e10660.

van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. Biological Conservation 153: 80-86.

Voigt, C. C., K. Rehnig, O. Lindecke & G. Pētersons, 2018. Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. Ecology & Evolution 8: 9353-9361.

Voigt, C.C., K. Kaiser, S. Look, K. Scharnweber & C. Scholz, 2022. Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their lifetime: A call against ignorance and neglect. Global Ecology and Conservation 37: e02149.

Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevobericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. Journal of Applied Ecology 47: 487-497.

VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2005. Nota Ruimte: Ruimte voor ontwikkeling. Den Haag.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. Journal of Applied Ecology 57(2): 253-269.

Wakefield, E.D., T.W. Bodey, S. Bearhop, J. Blackburn, K. Colhoun, R. Davies, R.G. Dwyer, J.A. Green, D. Gremillet, A.L. Jackson, M.J. Jessopp, A. Kane, R.H.W. Langston, A. Lescroel, S. Murray, M. Le Nuz, S.C. Patrick, C. Peron, L.M. Soanes, S. Wanless, S.C. Votier & K.C. Hamer, 2013. Space partitioning without territoriality in gannets. Science 341: 68-70.

van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.

Walker, P.A. & I. Kingma, 2020. Brochure haaien en roggen in Nederlandse wateren. NEV Rapport 2020-01.

Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster, 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.

Wang, S.V., A. Wrede, C. Van Colen, N. Tremblay & J. Beermann, 2022. Effects of low-frequency noise on marine benthic invertebrates. The Effects of Noise on Aquatic Life Conference, Berlin, Germany, 10 July 2022 - 15 July 2022 .

Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. & Taylor, K. (Eds) The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda. Unpublished University of Durham Expedition Report.

Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. Seabird 7: 62–70.

Welcker, J. & G. Nehls, 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 554: 173-182.

Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.

Westerberg, H., I. Lagenfelt & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. Ices Journal of Marine Science 64: 1457-1462.

Wilber, D.H., L. Brown, M. Griffin, G.R. DeCelles & D.A. Carey, 2022a. Offshore wind farm effects on flounder and gadid dietary habits and condition on the northeastern US coast. Marine Ecology Progress Series 683: 123-138.

Wilber, D.H., L. Brown, M. Griffin, G.R. DeCelles & D.A. Carey, 2022b. Demersal fish and invertebrate catches relative to construction and operation of North America's first offshore wind farm. ICES Journal of Marine Science 79: 1274-1288.

Wilbers, R., 2018. Heiplan - Borssele Alpha, net op zee Borssele. Referentie BSA-TTB-00650. TenneT, Arnhem.

Williamson, B., S. Fraser, L. Williamson, V. Nikora & B. Scott, 2019. Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure. Renewable Energy 141: 1092-1102.

Winter, H. V., L.R. Teal, K.E. van de Wolfshaar, A.B. Griffioen, B. Houben & N.W.P. Brevé, 2015. Desk-study on habitat quality for the European Sturgeon in the Dutch Rhine and southern North Sea. Report C044/15. IMARES, Wageningen UR

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken, 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.

Witbaard, R., M.S.S. Lavaleye, G.C.A. Duineveld & M.J.N. Bergman, 2013. Atlas of the megabenthos (incl. small fish) on the Dutch Continental Shelf of the North Sea. NIOZ Royal Netherlands Insititute for Sea Research, Report 2013-4.

Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.

Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, G.E. Austin, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook, N.A. Calbrade & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). BTO Research Report No. 592, Strategic Ornithological Support Services - Project SOSS-05, Thetford, UK.

Wright, S.R., C.P. Lynam, D.A. Righton, J. Metcalfe, E. Hunter, A. Riley, L. Garcia, P. Posen & K. Hyder, 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. ICES Journal of Marine Science 77: 1206-1218.

Wright, R.M., A.T. Piper, K. Aarestrup, J.M.N. Azevedo, G. Cowan, A. Don, M. Gollock, S. Rodriguez Ramallo, R. Velterop, A. Walker, H. Westerberg & D. Righton, 2022. First direct evidence of adult European eels migrating to their breeding place in the Sargasso Sea. Scientific Reports 12: 15362.

Zabar, Z., L. Birenbaum, B.R. Cheo, P.N. Joshi & A. Spagnolo, 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. IEEE transactions on power delivery 7(4): 1820-1824.

Zapata, M.J., S. Mazeika, P. Sullivan & S.M. Gray, 2019. Artificial Lighting at Night in Estuaries—Implications from Individuals to Ecosystems. Estuaries and Coasts 42: 309–330.

Zijl, F., S.C. Laan, A. Emmanouil, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin & L.A. van Duren, 2021. Potential ecosystem effects of large upscaling of offshore wind in the North Sea. Bottom-up approach. Deltares.

Bijlage I OSPAR lijst bedreigde en/of afnemende soorten

OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats (naar Bos & Tamis, 2020). In de lijst is aangegeven in welke OSPAR-regio de soort/habitat voorkomt; in welke OSPAR-regio de soort/habitat is bedreigd en/of afneemt; of er door OPSAR een aanbeveling is opgesteld; en tenslotte of deze relevant is voor Nederland (op basis van de selectiecriteria). Een soort is alleen geselecteerd als er een aanbeveling is, en als de regio ‘all’ of ‘II’ is, en als de soort in het soortenregister (www.nederlandsesoorten.nl) voorkomt. Een habitat is alleen geselecteerd als er een aanbeveling voor is, en deze in OSPAR-regio ‘all’ of ‘II’ voorkomt. 1=ja, 0=nee.

Wetenschappelijke naam	Naam (NL/UK)	OSPAR regio voorkomen	OSPAR regio bedreigd en/of afnemend	Aanbevelingsdocument	OSPAR regio = 'all'	OSPAR regio = 'II'	soort in NL Soortenregister	soort komt regelmatig voor in NL or	habitat present (Bos et al., 2012)	in selectie
INVERTEBRATEN										
Arctica islandica	Noordkromp (Ocean quahog)	I, II, III, IV	II	2013-05	0	1	1	1	nvt	1
Megabalanus azoricus	(Azorean barnacle)	V	Overal waar deze voorkomt		0	0	0	0	Nvt	0
Nucella lapillus	Purperslak (Dog whelk)	Alle regio's	II, III, IV		1	1	1	1	Nvt	1
Ostrea edulis	Platte oester (Flat oyster)	I, II, III, IV	II	2013-04	0	1	1	1	Nvt	1
Patella ulyssiponensis aspera	Azorean limpet	V	Overal waar deze voorkomt	2015-02	0	0	0	0	Nvt	0
VOGELS										
Larus fuscus fuscus	Baltische mantelmeeuw (Lesser black-backed gull)	I	Overal waar deze voorkomt	2011-05	0	0	1	0	Nvt	0
Pagophila eburnea	Ivoormeeuw (Ivory gull)	I	Overal waar deze voorkomt	2011-02	0	0	1	0	Nvt	0
Polysticta stelleri	Stellers eider (Steller's eider)	I	Overal waar deze voorkomt	2013-12	0	0	1	0	Nvt	0
Puffinus assimilis baroli (auct.incert.)	Little shearwater	V	Overal waar deze voorkomt	2011-03	0	0	0	0	Nvt	0
Puffinus mauretanicus	Vale pijlstormvogel (Balearic shearwater)	II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2011-04	0	1	1	0	Nvt	0
Rissa tridactyla	Drieteenmeeuw (Black-legged kittiwake)	I, II, III, IV, V	I, II	2011-05	0	1	1	1	Nvt	1
Sterna dougallii	Dougals stern (Roseate tern)	II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2011-06	0	1	1	0	Nvt	0
Uria aalge – Iberian population (synonyms: *Uria aalge albionis, Uria aalge ibericus*)	Iberische zeekoet (Iberian guillemot)	IV	Overal waar deze voorkomt	2014-16	0	0	0	0	Nvt	0
Uria lomvia	Kortbekzeekoet (Thick-billed murre)	I	Overal waar deze voorkomt	2011-07	0	0	1	0	Nvt	0
VISSEN										
Acipenser sturio	Steur (Sturgeon)	II, IV	Overal waar deze voorkomt	2014-01	0	1	1	0	Nvt	0
Alosa alosa	Elft (Allis shad)	II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2015-04	0	1	1	1	Nvt	1
Anguilla anguilla	Aal (European eel)	I, II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2014/15	0	1	1	1	Nvt	1
Centroscymnus coelolepis	Portugese ijshaai (Portuguese dogfish)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2014-05	1	1	0	0	Nvt	0
Centrophorus granulosus	Ruwe zwelghaai (Gulper shark)	IV, V	Overal waar deze voorkomt	2014-03	0	0	0	0	Nvt	0
Centrophorus squamosus	Schubzwelghaai (Leafscale gulper shark)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2014-04	1	1	0	0	Nvt	0
Cetorhinus maximus	Reuzenhaai (Basking shark)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2010-06	1	1	1	0	Nvt	0

Wetenschappelijke naam	Naam (NL/UK)	OSPAR regio voorkomen	OSPAR regio bedreigd en/of afnemend	Aanbevelingsdocument	OSPAR regio = 'all'	OSPAR regio = 'II'	soort in NL Soortenregister	soort komt regelmatig voor in NL or	habitat present (Bos et al., 2012)	in selectie
Coregonus lavaretus oxyrinchus (Linnæus, 1758)	Houting (Houting)	II	Overal waar deze voorkomt		0	1	1	1	Nvt	0
Dipturus batis (synonym: *Raja batis*)	Vleet (Common Skate)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2010-06	1	1	1	0	Nvt	0
Raja montagui (synonym: *Dipturus montagui*)	Gevlekte rog (Spotted Ray)	II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2014/07	0	1	1	1	Nvt	1
Gadus morhua–populations in the OSPAR regions II and III[2]	Kabeljauw (Cod)	Alle regio's	II, III	2014/14	1	1	1	1	Nvt	1
Hippocampus guttulatus (synonym: *Hippocampus ramulosus*)	Langsnuitzeepaardje (Long-snouted seahorse)	II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2012-02	0	1	1	1	Nvt	1
Hippocampus hippocampus	Kortsnuitzeepaardje (Short-snouted seahorse)	II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2012-03	0	1	1	1	Nvt	1
Hoplostethus atlanticus	Oranje zaagbuikvis (Orange roughy)	I, V	Overal waar deze voorkomt		0	0	0	0	Nvt	0
Lamna nasus	Haringhaai (Porbeagle)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2014-06	1	1	1	0	Nvt	0
Petromyzon marinus	Zeeprik (Sea lamprey)	I, II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2015-03	0	1	1	1	Nvt	1
Raja clavata	Stekelrog (Thornback skate / ray)	I, II, III, IV, V	II	2014-08	0	1	1	1	Nvt	1
Rostroraja alba	Witte rog (White skate) (check)	II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2010-06	0	1	1	0	Nvt	0
Salmo salar	Zalm (Salmon)	I, II, III, IV	Overal waar deze voorkomt [3]	2016-03e	0	1	1	1	Nvt	1
Squalus acanthias	Doornhaai ([Northeast Atlantic] spurdog)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2014-02	1	1	1	1	Nvt	1
Squatina squatina	Zee-engel (Angel shark)	II, III, IV	Overal waar deze voorkomt		0	1	1	0	Nvt	0
Thunnus thynnus	Blauwvintonijn (Bluefin tuna)	V	Overal waar deze voorkomt [4]		0	0	1	0	Nvt	0
REPTIELEN										
Caretta caretta	Onechte karetschildpad (Loggerhead turtle)	IV, V	Overal waar deze voorkomt	2013-07	0	0	1	0	Nvt	0
Dermochelys coriacea	Lederschildpad (Leatherback turtle)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2013-06	1	1	1	0	Nvt	0
ZEEZOOGDIEREN										
Balaena mysticetus	Groenlandse walvis (Bowhead whale)	I	Overal waar deze voorkomt	2013-08	0	0	1	0	Nvt	0
Balaenoptera musculus	Blauwe vinvis (Atlantic blue whale)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2013-09	1	1	1	0	Nvt	0
Eubalaena glacialis	Noordkaper (Northern right whale)	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2013-10	1	1	0	0	Nvt	0
Phocoena phocoena	Bruinvis (Harbour porpoise)	Alle regio's	II, III	2013-11	1	1	1	1	Nvt	1
HABITATS										
Carbonate mounds	Carbonaatheuvels	I, V	V[1]		0	0	nvt	0	0	0
Coral Gardens	Koraaltuinen	I, II, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2010-09	0	1	nvt	0	0	0
Cymodocea meadows	Zeegras (*Cymodocea*) velden	IV	Overal waar deze voorkomt		0	0	0	0	0	0

Wetenschappelijke naam	Naam (NL/UK)	OSPAR regio voorkomen	OSPAR regio bedreigd en/of afnemend	Aanbevelingsdocument	OSPAR regio = 'all'	OSPAR regio = 'II'	soort in NL Soortenregister	soort komt regelmatig voor in NL or	habitat present (Bos et al., 2012)	in selectie
Deep-sea sponge aggregations	Diepzeespongaggreaties	I, III, IV, V	Overal waar deze voorkomt	2010-10	0	0	nvt	0	0	0
Intertidal *Mytilus edulis* beds on mixed and sandy sediments	Mosselbanken op gemixt en zandig sediment	II, III	Overal waar deze voorkomt	2015-01	0	1	1	0	1	1
Intertidal mudflats	Wadplaten	I, II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2016/02e	0	1	nvt	0	1	1
Littoral chalk communities	Litorale krijtgemeenschappen	II	Overal waar deze voorkomt	2013-01	0	1	nvt	0	0	0
Lophelia pertusa reefs	Steenkoraal (*Lophelia pertusa)* riffen	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2010-08	1	1	0	0	0	0
Maerl beds	Mearlbanken	Alle regio's	III		1	0	0	0	0	0
Modiolus modiolus beds	Paardenmosselbanken	Alle regio's	Overal waar deze voorkomt	2013-03	1	1	1	0	0	0
Oceanic ridges with hydrothermal vents/fields	Oceanische richels met hydrothermale openingen/velden	I, V	V	2014-11	0	0	nvt		0	0
Ostrea edulis beds	Platte oesterbanken	II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2013/04e	0	1	1	1	1	1
Sabellaria spinulosa reefs	*Sabellaria spinulosa* riffen	Alle regio's	II, III	2013-02	1	1	1	1	1	1
Seamounts	Zeebergen	I, IV, V	Overal waar deze voorkomt		0	0	nvt	0	0	0
Sea-pen and burrowing megafauna communities	Zeeveer en gravende megafauna gemeenschappen	I, II, III, IV	II, III	2010-11	0	1	nvt	1	1	1
Zostera beds	Zeegras (*Zostera*) velden	I, II, III, IV	Overal waar deze voorkomt	2012-04	0	1	1	1	1	1

Bijlage II IBTS soortenlijst vis

Soorten gevangen in vak 34F3 tijdens het eerste en derde kwartaal van de monitoringsjaren 2011, 2016 en 2021. * betreft geen vissoorten.

Soort(groep)		
Arnoglossus laterna	*Entelurus aequoreus*	*Pleuronectes platessa*
Agonus cataphractus	*Eutrigla*	*Pomatoschistus*
**Alloteuthis subulata*	*Eutrigla gurnardus*	*Pomatoschistus lozanoi*
Ammodytes marinus	*Gadus morhua*	***Raja montagui***
Arnoglossus laterna	*Hyperoplus lanceolatus*	*Sardina pilchardus*
Buglossidium luteum	*Limanda limanda*	*Scomber scombrus*
Callionymus lyra	**Loligo sp.*	*Scophthalmus maximus*
Callionymus reticulatus	**Loligo vulgaris*	***Scyliorhinus canicula***
**Cancer pagurus*	*Melanogrammus aeglefinus*	*Solea solea*
Chelidonichthys lucerna	*Merlangius merlangus*	*Sprattus sprattus*
Clupea harengus	*Microstomus kitt*	*Syngnathus rostellatus*
Dicentrarchus labrax	*Mullus surmuletus*	*Trachurus trachurus*
Echiichthys sp.	*Mustelus asterias*	*Trigla sp.*
Echiichthys vipera	*Myoxocephalus scorpius*	*Trisopterus luscus*
Enchelyopus cimbrius	**Necora puber*	*Trisopterus minutus*
Engraulis encrasicolus	*Platichthys flesus*	

Bijlage III Oceana soortenlijst vis

Species	NL	UK
Agonus cataphractus	x	
Ammodytes sp.		x
Ammodytes tobianus	x	x
Arnoglossus laterna	x	x
Arnoglossus thori		x
Ascidiacea indet.	x	
Balaenoptera acutorostrata	x	
Buglossidium luteum	x	
Callionymus lyra	x	x
Callyonimus sp.	x	x
Callionymus reticulatus	x	
Clupeidae indet.	x	
Delphinidae/Phocoenidae indet.	x	
Echiichthys vipera	x	x
Entelurus aequoreus	x	
Eutrigla gurnardus		x
Gadus morhua	x	
Gobiidae indet.	x	
Hippoglossoides platessoides	x	
Limanda limanda	x	x
Micromesistius poutassou	x	
Mullus surmuletus	x	
Pholis gunnellus	x	
Platichthys flesus	x	x
Pleuronectes platessa	x	
Pleuronectidae indet.	x	x
Pleuronectiformes indet.	x	x
Pollachius pollachius	x	
Pollachius sp.		
Pomatoschistus pictus	x	
Pomatoschistus sp.	x	
Raja clavata	x	
Scyliorhinus canicula	x	
Solea solea	x	
Soleidae indet.	x	x
Sprattus sprattus	x	
cf. *Sprattus sprattus*	x	
Syngnathus acus	x	
Trachinidae indet.	x	x
Trachinus draco	x	
Trachurus trachurus	x	
Triglidae indet.		x
Trisopterus esmarkii	x	
Trisopterus luscus	x	
Trisopterus minutus	x	

Bijlage IV MWTL bodemschaaf soortenlijst benthos

Soortenlijst van de negen bodemschaaf locaties van de Bruine Bank van 2019 en 2021.

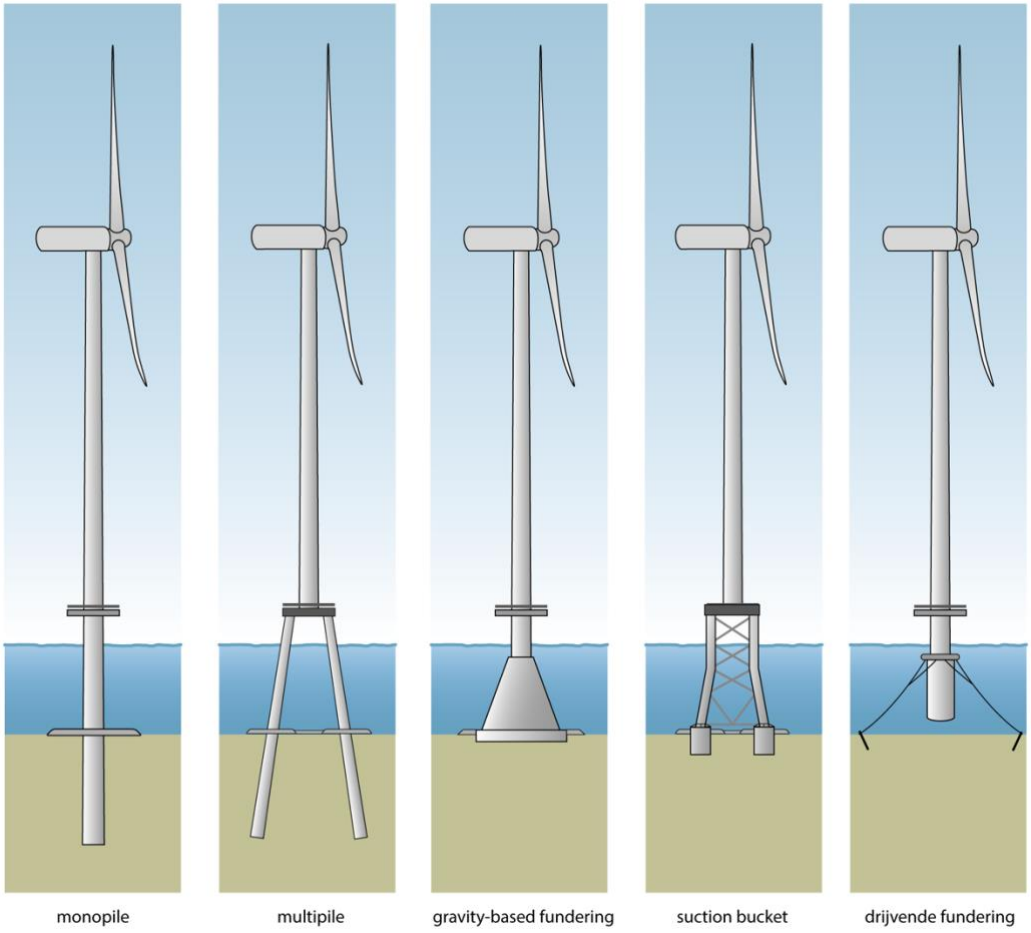
Soort(groep)		
Abra	*Ebalia tumefacta*	*Philocheras trispinosus*
Abra alba	*Echinocardium cordatum*	*Pinnotheres pisum*
Abra prismatica	*Ensis*	*priapulida*
actiniaria	*Ensis ensis*	*Processa*
Amphiura filiformis	*Euspira catena*	*Processa modica*
Asterias rubens	*Euspira nitida*	*Sepiaidae*
Asthenognathus	*Fabulina fabula*	*Sipuncula*
Astropecten irregularis	*Goneplax rhomboides*	*Spatangoida*
Brachyura	*Laevicardium crassum*	*Spisula*
Bryozoa	*Leptosynapta inhaerens*	*Spisula elliptica*
Callianassa subterranea	*Liocarcinus holsatus*	*Spisula solida*
Callianassidae	*Liocarcinus marmoreus*	*Spisula subtruncata*
Cerebratulus sp.	*Mysia undata*	*Striarca lactea*
Chamelea striatula	*Nemertea*	*Tellimya ferruginosa*
Corystes cassivelaunus	*Ophiura*	*Thia scutellata*
Crangon allmanni	*Ophiura albida*	*Tritia reticulata*
Crangon crangon	*Ophiura ophiura*	*Turritella communis*
Diplodonta rotundata	*Pagurus bernhardus*	
Donax vittatus	*Phaxas pellucidus*	

Bijlage V MWTL boxcore soortenlijst benthos

Soort(groep)		
Amphipoda	*Harmothoe*	*Pontocrates altamarinus*
Aonides paucibranchiata	*Glycera lapidum*	*Peachia cylindrica*
Apistobranchus tullbergi	*Goniada maculata*	*Perioculodes longimanus*
Aricidea minuta	*Hippomedon denticulatus*	*Podarkeopsis capensis*
Atylus falcatus	*Hydractinia echinata*	*Polinices pulchella*
Bathyporeia	*Hyperiidae*	*Polynoidae*
Bathyporeia elegans	*Iphinoe trispinosa*	*Pontocrates arcticus*
Bathyporeia guilliamsoniana	*Lanice conchilega*	*Pseudione hyndmanni*
Bathyporeia pelagica	*Magelona filiformis*	*Pseudocuma longicorne*
Bathyporeia tenuipes	*Magelona johnstoni*	*Pseudocuma longicornis*
Branchiostoma lanceolatum	*Magelona mirabilis*	*Pseudocuma simile*
Capitellidae	*Magelona papillicornis*	*Scolelepis bonnieri*
Chaetozone christiei	*Megaluropus agilis*	*Scolelepis foliosa*
Chaetozone setosa	*Monopseudocuma gilsoni*	*Scolelepis squamata*
Corystes cassivelaunus	*Montacuta ferruginosa*	*Scoloplos armiger*
Donax vittatus	*Mytilidae*	*Siphonoecetes kroyeranus*
Dyopedos monacantha	*Nemertea*	*Spio filicornis*
Echinocardium cordatum	*Nephtyidae*	*Spio goniocephala*
Echinocyamus pusillus	*Nephtys*	*Spiophanes bombyx*
Echinoidea	*Nephtys caeca*	*Spiophanes kroyeri*
Ensis ensis	*Nephtys cirrosa*	*Sthenelais limicola*
Ensis ensis phaxoides	*Nephtys hombergii*	*Synchelidium maculatum*
Eteone foliosa	*Ophelia borealis*	*Tellimya ferruginosa*
Eteone longa	*Ophelia limacina*	*Tellina fabula*
Eumida sanguinea	*Ophiura albida*	*Tellina tenuis*
Euspira nitida	*Ophiuroidea*	*Thia scutellata*
Euspira pulchella	*Orchomenella nana*	*Tubulanus polymorphus*
Fabulina fabula	*Pagurus bernhardus*	*Urothoe brevicornis*
Gastrosaccus spinifer	*Paraonis fulgens*	*Urothoe poseidonis*
Glycera		

Bijlage VI Alternatieve funderingen

In het achtergronddocument van IJmuiden Ver is uitgegaan van de inzet van monopiles als fundering voor de turbines. Momenteel is namelijk alleen deze fundering in het Nederlandse deel van de Noordzee gebruikt. Binnen de bandbreedte van IJmuiden Ver vallen echter ook vier andere alternatieve funderingtypes (figuur 1). In deze bijlage worden de technieken kort besproken en indien bekend ook de mogelijke ecologische effecten. Horwath *et al.* (2020) beschrijven per funderingstype de relatie van mogelijke effecten ten opzichte van het bepaalde funderingstype (habitatverlies, invasieve soorten verspreiding etc.).



Figuur 1: *Schematisch overzicht van de vijf funderingstypes die vallen binnen de bandbreedte van IJmuiden Ver.*

Multipiles

Bij een multipilesfundering worden meerdere funderingspalen per windturbine gebruikt. Deze palen zijn van een kleiner formaat dan de funderingspaal van de monopile. Omdat er meerdere palen in de bodem worden geheid per turbine zal de duur van de verstoring door geluid langer zijn dan bij de inzet van een monopile. De lagere intensiteit aan geluid compenseert dit naar alle waarschijnlijkheid niet. Daarbij beslaan de monopiles met de

erosiebescherming die om elke paal zal worden gestort een groter oppervlak dan een enkele monopile met erosiebescherming. De inzet van een multipile in plaats van een monopile wordt negatief beoordeeld.

Gravity-based

In het geval van een gravity-basedfundering wordt de windturbine geplaatst op een betonnen voet die deels wordt ingegraven in de zeebodem. Hierbij vinden baggerwerkzaamheden plaats maar hoeft er niet geheid te worden. Deze fundering beslaat een groter oppervlak dan de monopile met erosiebescherming. Deze funderingen zijn al enkele keren ingezet, waarbij de meest vergelijkbare locatie op de Thornton Bank in België is met een waterdiepte van 20 meter. Dit is tevens de diepste locatie waar deze funderingen zijn ingezet (Esteban *et al.* 2019). Onderzoek naar de impact van deze turbines (vooral naar het grootste effect van het baggeren) liet zien dat de lokale benthische faunasamenstelling zich binnen een jaar herstelde (Coates *et al*. 2015). Mede hierdoor en omdat er bij deze techniek niet geheid hoeft te worden, wordt de inzet van een gravity-basedfundering in plaats van een monopile positief beoordeeld.

Suction bucket

De suction bucketfundering werd in eerste instantie gebruikt in de olie- en gasindustrie, maar inmiddels ook in kleinschalige testwindparken in Duitsland en het Verenigd Koninkrijk (Riffgrund 1 en 2, Aberdeen Bay). Hierbij wordt de windturbine geplaatst op een structuur met drie “emmers” die zich door middel van onderdruk vastzuigen in de bodem. Het grote voordeel ten opzichte van monopiles, multipiles en gravity-basedfunderingen is dat hierbij niet hoeft te worden geheid en gebaggerd. Deze innovatie beslaat een groter oppervlak dan de monopile en multipile. Concrete onderzoeksresultaten naar het effect van deze fundering op het mariene milieu zijn nog niet beschikbaar. Omdat bij deze techniek niet geheid en gebaggerd hoeft te worden, wordt de inzet van een suction bucketfundering in plaats van een monopile zeer positief beoordeeld.

Drijvende funderingen

In dit geval wordt de windturbine geplaatst op een drijvende constructie die is verankerd in de zeebodem. Momenteel zijn er al op kleine schaal drijvende windturbines in zee geplaatst. Een voorbeeld hiervan is Hywind Scotland wind farm, een offshore windpark bestaande uit vijf 6MW turbines. Deze zijn met suction buckets verankerd aan de zeebodem. Het grote voordeel van deze techniek is dat de verankering van aanzienlijk kleinere schaal is dan een turbinefundering zelf die direct in/op de bodem wordt geplaatst. Over het EMF-effect van de stroomkabels die vrij in het water hangen (in plaats van op of in de zeebodem) op het zeeleven is nog niks onbekend. Ook verstrikkingsgevaar door (stroom)kabels in de waterkolom is een nieuw risico die bij deze innovatie aan bod komt (Maxwell *et al.* 2022). Concrete onderzoeksresultaten naar het effect van deze fundering op het mariene milieu zijn nog niet beschikbaar. Omdat er bij deze techniek niet geheid en gebaggerd hoeft te worden en het oppervlak aan bodemberoering zeer beperkt is, wordt de inzet van een drijvende fundering in plaats van een monopile positief beoordeeld.

Literatuur

Coates, D.A., G. Van Hoey, L. Colson, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia 756: 3-18.

Esteban, M.D., J. López-Gutiérrez & V. Negro, 2019. Gravity-Based Foundations in the Offshore Wind Sector. Journal of Marine Science and Engineering 7: 64.

Horwath, S., J. Hassrick, R. Grismala & E. Diller, 2020. Comparison of Environmental Effects from Different Offshore Wind Turbine Foundations. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Headquarters, Sterling, VA. OCS Study BOEM 2020-041.

Maxwell, S.M., F. Kershaw, C.C. Locke, M.G. Conners, C. Dawson, S. Aylesworth, R. Loomis & A.F. Johnson, 2022. Potential impacts of floating wind turbine technology for marine species and habitats. Journal of Environmental Management 307: 114577.

Bijlage 5
Achtergrondrapportage onderwatergeluid



Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten van aanleg windpark in kavel Gamma op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Eindrapport d.d. 16 oktober 2023

HWE *onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1 Inleiding 3

1.1 Mogelijke effecten van een windpark in IJmuiden Ver Gamma op zeezoogdieren 3

1.2 Effecten van impulsief geluid – achtergrond en kader 6

1.3 IJmuiden Ver Gamma – onderzochte alternatieven 7

1.4 Uitgevoerd onderzoek voor IJmuiden Ver Gamma 8

2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark 9

2.1 Overzicht stappen effectbepaling 9

2.2 Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan 10

2.3 Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden 13

2.4 Effectbeoordeling en toetsing 19

3 Effecten van aanleg windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma 21

3.1 Inleiding 21

3.2 Effecten op populaties van zeezoogdieren 21

3.3 Effecten op Natura 2000-gebieden 27

3.4 Effecten op beschermde soorten 30

3.5 (Verder) beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen 31

4 Cumulatieve effecten 37

4.1 Inleiding 37

4.2 Cumulatieve effecten aanleg windpark in gebied IJmuiden Ver Gamma 37

4.3 Cumulatieve Effecten wind op zee op NCP (2016 – 2030) 40

5 Onzekerheden en leemten in kennis 47

5.1 Procedure voor het bepalen van populatie-effecten 47

5.2 Overige onzekerheden 49

6 Referenties 52

BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor het kavelbesluit van IJmuiden Ver Gamma

Bijlage 2 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

Bijlage 3 Modellering geofysische surveys

1 Inleiding

1.1 MOGELIJKE EFFECTEN VAN EEN WINDPARK IN IJMUIDEN VER GAMMA OP ZEEZOOGDIEREN

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanleg als tijdens de exploitatie- en de verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark dat in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma is voorzien. Onderstaande Tabel 1-1 bevat een overzicht van mogeijke negatieve effecten en een beoordeling van de relevantie van de effecten. Een toelichting op deze beoordeling is onder de tabel opgenomen.

Tabel 1-1 Mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark op zeezoogdieren. + : effect is relevant en wordt nader onderzocht; +/- : effect is niet goed te kwantificeren en is globaal beoordeeld; - : effect is afwezig of verwaarloosbaar.

Fase	Actviteit	Abiotisch effect	Mogelijk effect	Relevantie
Aanleg	1 Installatie monopaal, tripod, jacketfunderingen	Onderwatergeluid door hei- of trilhamers	Gehoor en/of gedrag	+
	2 Installatie drijvende en *gravity based* funderingen	Onderwatergeluid, vertroebeling	Gedrag Foerageermogelijkheden	-
	3 Geofysisch onderzoek	Onderwatergeluid	Gedrag	+
	4 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag	+/-
	5 Aanleg kabels	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden	-
Exploitatie	6 Draaiende turbines	Onderwatergeluid	Gedrag	-
	7 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag	-
	8 Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	Gedrag	-
Verwijdering	9 Verwijderen funderingen	Onderwatergeluid	Gehoor en/of gedrag	+
	10 Aanwezigheid schepen	Verstoring	Gedrag	+/-
	11 Verwijderen kabels	Vertroebeling	Foerageermogelijkheden	-

Effecten van aanleg van het windpark

1. *Installatie van monopaal-, tripod- en jacketfunderingen*
   Bij het heien van funderingen voor windturbines wordt veel geluid geproduceerd, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heilocatie kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*). Ook als bij de installatie van funderingen gebruik wordt gemaakt van zogenaamde trilhamers wordt geluid geproduceerd, waarvan het niveau niet verwaarloosbaar is.
   Beide bronnen van het tijdens de installatie van de funderingen geproduceerde onderwategeluid worden nader onderzocht. Hierbij gaat de meeste aandacht uit naar de effecten van heihamers. Omdat trilhamers nog niet breed worden toegepast, is de kennis over het geproduceerde geluid tijdens het gebruik ervan beperkt. In dit rapport is een indicatieve effectinschatting opgenomen in paragraaf 3.5.5.

2. *Installatie drijvende- en gravity based funderingen*
   Voor het windpark in IJmuiden Ver Gamma is het aannnemelijk dat de windturbines op monopaalfunderingen zullen worden geplaatst, hoewel niet is uitgesloten dat het tripod- of jacketfunderingen zullen zijn. Effecten van de installatie van deze typen funderingen zijn onderzocht. Effecten van drijvende- en gravity based funderingen zijn niet onderzocht, enerzijds omdat onwaarschijnlijk dat deze op de relatief ondiepe Noordzee zullen worden toegepast en anderzijds omdat zeker is dat de installatie van deze typen funderingen tot minder hoge geluidsniveaus zal leiden dan vsn monopaal, tripod- of jacketfunderingen. Eventuele effecten van vertrobeling tijdens de installatie zijn tijdelijk, zeer lokaal en daatom verwaarloosbaar.

3. *Geofysisch onderzoek*
   Ter voorbereiding van de aanleg van windparken op zee worden geofysische surveys in het windenergiegebied en langs de geplande kabeltracés uitgevoerd. Bij dit onderzoek wordt geluid producerende apparatuur gebruikt, zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. Omdat het soms om hoge geluidsniveaus kan gaan, zijn effecten op zeezoogdieren niet bij voorbaat uit te sluiten. Het effect wordt daarom nader onderzocht (zie paragraaf 4.3.4 en Bijlage 3).

4. *Aanwezigheid schepen*
   De tijdens de aanleg van het windpark aanwezige schepen kunnen tot verstoring bij aanwezige zeezoogdieren leiden. Uit resultaten van recent onderzoek is gebleken dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde aan schepen gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn.
   Het effect wordt niet nader onderzocht (zie verder Hoofdstuk 5 Leemten in kennis).

5. *Aanleg kabels*
   De bodemberoerende activiteiten voor het aanleggen en verwijderen van de kabels en funderingen kunnen lokaal de waterkwaliteit beïnvloeden door vertroebeling (slibpluim). Directe beïnvloeding van zeezoogdieren kan wordne uitgesloten, omdat bruinvissen en zeehonden niet op het zicht jagen. Bruinvissen gebruiken daarvoor hun echolocatiesysteem en zeehonden sporen prooien vooral via hun snorharen op. Indirect kunnen de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren wel worden aangetast, vanwege het feit dat een deel van hun prooidieren (niet bodem gebonden) vissoorten het beïnvloede (troebelere) gebied mijdt. Vanwege de geringe omvang en tijdelijkheid van het effect, in combinatie met het gegeven dat de zeebodem in dit gebied relatief weinig slib bevat, zijn de effecten op de populaties van zeezoogdieren verwaarloosbaar.
   Het effect wordt niet nader onderzocht.

Efecten tijdens de exploitatie van het windpark

6. *Draaiende turbines*
   Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020). Op de Noordzee zal het geluid van draaiende windturbines niet boven het al aanwezige omgevingsgeluid uitkomen.
   Het effect wordt niet nader onderzocht.

7. *Aanwezigheid van schepen*
   Zie hiervoor onder punt 3.

8. *Aanwezigheid van kabels*
   De door de windturbines gegenereerde elektriciteit wordt via zogenaamde in field kabels naar het TenneT-platform getransporteerd en daarvandaan via de zeekabels naar het land. De elektrische wissel- of gelijkstroom die door de kabels loopt genereert een magnetisch veld rond de kabel, een elektromagnetisch veld. Op zijn beurt kan dit elektromagnetische veld als gevolg van waterbeweging of door het magnetische veld zwemende organismen weer een zwak elektrisch veld veroorzaken (geïnduceerd elektrisch veld). Het directe elektrische veld dat door de kabel wordt gegeneerd wordt door de kabelisolatie afgeschermd en bereikt de omgeving van de kabel dus niet. Het elektromagnetische veld straalt echter wel uit naar de omgeving en kan effecten veroorzaken op mariene organismen.
   Van haaien en roggen is bekend dat zij elektromagnetische velden kunnen waarnemen en het is niet uit te sluiten dat zij door de aanwezigheid van elektriciteitskabels op zee in hun gedrag worden beïnvloed (zie o.a. Snoek et al., 2016). Het is niet bekend of en zo ja, in hoeverre de aanwezigheid van de kabels binnen en buiten het windpark een invloed heeft op het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zodanig dat daardoor effecten op de populatie kunnen ontstaan. Voor bruinvissen is niet uit te sluiten dat zij magnetische velden kunnen waarnemen, aangezien de aanwezigheid van magnetiet in de tong en onderkaak is aangetoond (Klinowska, 1990). Dit hoeft echter niet te betekenen dat de magnetische velden die door de (ingegraven) kabels van de windparken worden gegenereerd ook kunnen worden waargenomen en zo ja, of dat tot een effect op het gedrag leidt. Onderzoek langs de kust van de Verenigde Staten suggereert echter dat er bij walvisachteigen, waaronder bruinvissen, een relatie is tussen afwijkingen van het aardmagnetisch veld en het aantal strandingen (Kirschvink, 1990). Of dergelijke effecten ook in de relatief ondiepe Noordzee kunnen optreden en of er effecten van het zich verder uitbreidende Net op Zee zijn te verwachten, is onbekend. In het MER Net op zee IJmuiden Ver Beta fase 2 Natuur op zee (Pondera & Arcadis, 2021) is echter, mede op basis van de resultaten van het onderzoek van Kirschvink (1990) aannemelijk gemaakt dat negatieve effecten op de bruinvispopulatie door het Net op zee niet zullen optreden. De effecten treden alleen lokaal op en zullen geen belemmering vormen voor passerende bruinvissen. In het Wind op Zee Ecologisch Programma (Wozep) is geen specifiek onderzoek voorzien naar de effecten van elketromagnetische velden op zeezoogdieren, maar wordt wel onderzoek gedaan naar het gebruik van operationele windparken door bruinvissen. Mogelijke gedragsverstoring rond de kabels binnen het windpark zouden in dit onderzoek wellicht kunnen worden opgemerkt.

Effecten van de verwijdering/ontmanteling van het windpark

9. *Verwijderen funderingen*
   Bij de ontmanteling van een windpark is hetzelfde type effecten te verwachten als bij de aanleg ervan. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopalen op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopalen is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopaal. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

10. *Aanwezigheid schepen*
    Zie hiervoor onder punt 3.

11. *Verwijderen kabels*
    Zie hiervoor onder punt 5.

1.2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID – ACHTERGROND EN KADER

Om ervoor te zorgen dat geen onaanvaardbare effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee ontstaan, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. In de eerste versie daarvan betrof het de windenergiegebieden van het Energieakkoord uit 2013, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Op basis van de destijds meest recente kennis en inzichten bevatte het onderdeel 'Onderwatergeluid' een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid door het heien van van turbinefunderingen op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). In de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0) werd het KEC 1.0 uitgebreid met een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie. Het onderzoek had uitgewezen dat effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zouden zijn. Voor de bruinvispopulatie op het Nederlands deel van het Continentaal Plaat (NCP) werd door de minister van LNV als ecologische norm gesteld dat door de aanleg van de windparken van de Routekaart 2020 'de reductie van de populatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% mag zijn'. Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS).

Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS
Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van drie

nieuwe windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen, te weten Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver. Om toetsing van de kavelbesluiten voor deze windenergiegebieden aan het KEC mogelijk te maken is het KEC uit 2016 geüpdatet. In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt (Heinis & de Jong et al., 2019). In Heinis & de Jong et al. (2019) zijn voor het KEC 3.0 ook voorstellen gedaan voor de te stellen grenzen aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde en gelijk gebleven ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken over benodigde CO2-reductie t.o.v. 1990 (55% i.p.v. 49%) is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030. Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030-2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma Noordzee 2022-2027' is daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een later voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet heeft in maart 2022 middels het Programma Noordzee 2022 – 2027 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode, onder voorwaarden, mogelijk is. Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zijn de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek bepaald (KEC 4.0). Naast een update van de scenario's voor de aanleg van wind op zee, is daarbij ook een aantal verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Zo is de methodiek uitgebreid om ook de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden te kunnen bepalen, zijn recentere gegevens over de populatiedichtheden van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heilocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring (Heinis & de Jong et al., 2022).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 4.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de aanleg van een windpark in kavel IJmuiden Ver Gamma op zeezoogdieren.

1.3 IJMUIDEN VER GAMMA – ONDERZOCHTE ALTERNATIEVEN

In het windenergiegebied IJmuiden Ver zullen 3 (voorheen zes) kavels worden voor de ontwikkeling van een windpark uitgegeven, te weten kavel Alpha (voorheen kavels I-II), kavel Beta (voorheen kavels III-IV) en kavel Gamma (voorheen kavels V-VI). Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van een windpark in kavel Gamma op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan zes alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1a, een opstelling met 134 turbines van 15 MW;
- Alternatief 1b (overplanting 5%), een opstelling met 140 turbines van 15 MW;

- Alternatief 1c (overplanting 15%), een opstelling met 153 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2a, een opstelling met 100 turbines van 20 MW;
- Alternatief 2b (overplanting 5%), een opstelling met 106 turbines van 20 MW;
- Alternatief 2c (overplanting 15%), een opstelling met 115 turbines van 20 MW

Daarnaast is voor de drie alternatieven met 20 MW turbines niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. Voor deze funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid. Ook is een *worst case* schatting gemaakt van de effecten als voor het installeren van de funderingen gebruik wordt gemaakt van trilhamers in plaats van hydraulische impacthamers.

1.4 UITGEVOERD ONDERZOEK VOOR IJMUIDEN VER GAMMA

TNO heeft voor het KEC 4.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor IJmuiden Ver Gamma (IJmuiden Ver Noord in KEC 4.0) op een enkele, centraal gelegen locatie mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden onderzocht (Heinis et al., 2022). Voor dit MER zijn dezelfde uitgangspunten als voor het KEC 4.0 gebruikt, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen voor een viertal extra locaties uitgevoerd om zo een indruk van de bandbreedte van effecten te krijgen. Er is van uitgegaan dat bij de aanleg een geluidsnorm wordt toegepast van SELss (750 m) = 160 en 164 dB re 1 μPa^2s. De resultaten van deze nieuwe berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld.

In het onderzoek is ook een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten van de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030, inclusief de aanleg van TenneT-platforms en het geofysisch onderzoek binnen het windenergiegebied en langs de kabeltracés. Daarnaast is onderzocht in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is op nationale èn internationale schaal getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten bij de laatste Vogel- en Habitatrichtlijnrapportage voor de EU in 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toeksomstperspectief onduidelijk, c.q. onbekend is. In de update van het Bruinvisbeschermingsplan wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP (Ministerie van LNV, 2020). Daarin wordt geadviseerd om voor bepaalde industriële sectoren (waaronder windenergie, seismisch onderzoek) zogenaamde geluidsbudgetten vast te stellen. Via het KEC 4.0 (en eerdere versies) is daar voor de realisatie van windenergie op zee invulling aan gegeven.

2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

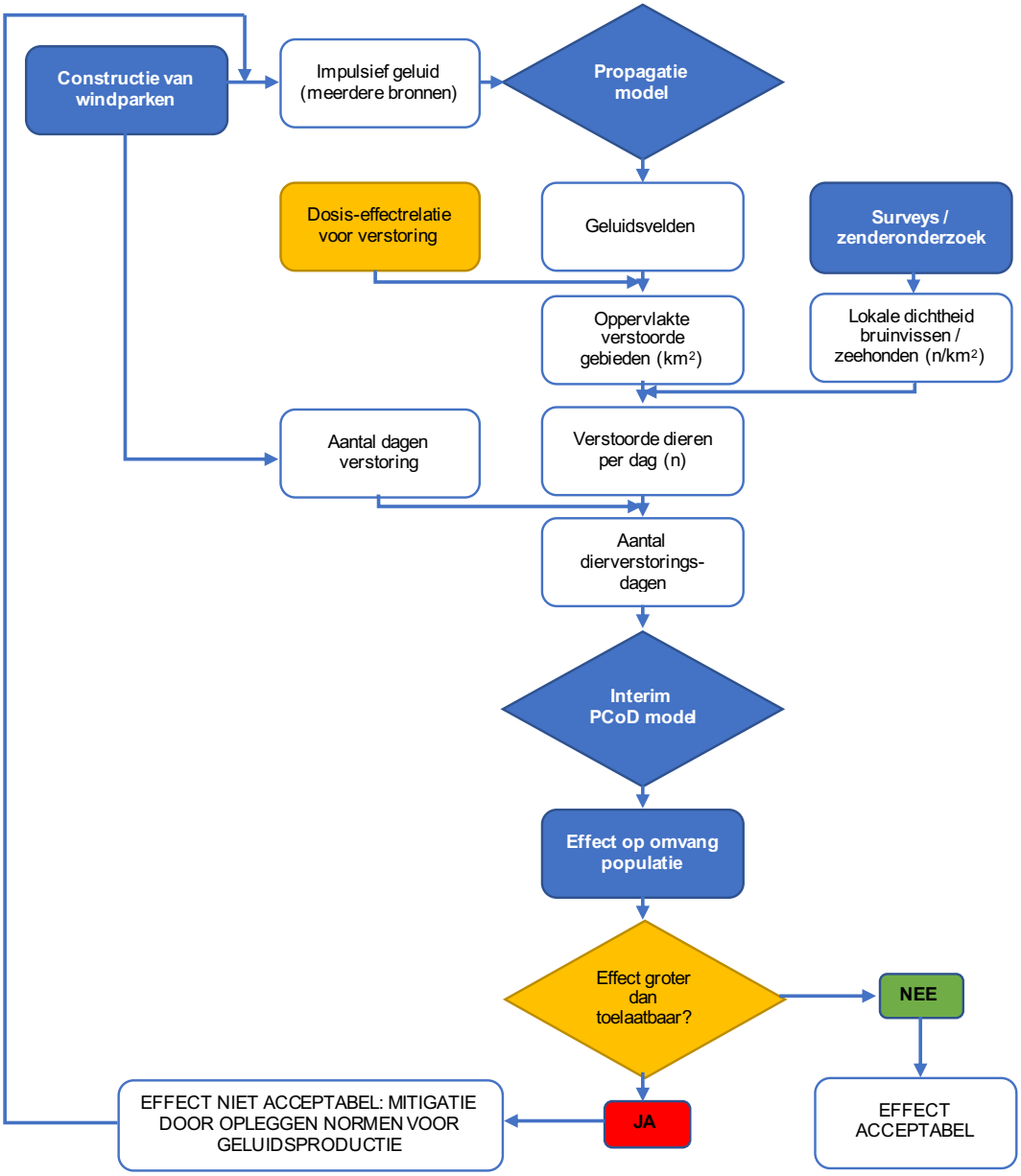
2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden is voor het KEC 1.0 een procedure ('redeneerlijn') ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis & de Jong et al., 2015). In de meest recente update van het KEC vormt deze redeneerlijn (net als de eerdere versies) opnieuw het uitgangspunt voor het kwantificeren van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden (Heinis & de Jong et al., 2022). Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. In het achtergrondrapport bij het KEC 4.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2022). Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een geluiddosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren[1];
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per heidag vermenigvuldigd met het aantal dagen waarop wordt geheid (= het aantal turbinefunderingen);
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 5.2);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2030 voor bruinvissen (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019 a, b) en de in het KEC 4.0 voorgestelde vergelijkbare doelstelling voor zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A van Heinis & de Jong et al., 2022).

De hiernavolgende paragrafen 2.2 tot en met 2.4 bevatten een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van het windpark in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.

[1] Bruinvissen: gemiddelde zomerdichtheid; zeehonden: jaargemiddelde dichtheid (zie paragraaf 2.3.4).



Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien (en het uitvoeren van geofysisch onderzoek). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep[2] verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (zie Intermezzo 'Validatie Aquarius 4 model' en de Jong et al., 2018).

[2] Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html en www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/

Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

Intermezzo Validatie Aquarius 4 model
Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong et al., 2018). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heilocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SELss) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong et al., 2018). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatieverlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee. Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.

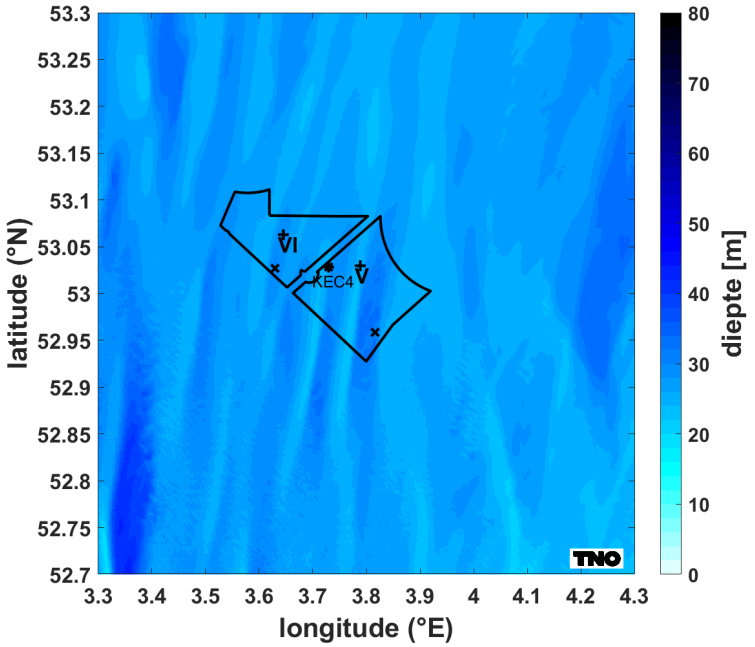
Voor het KEC 4.0 zijn effecten van de 'routekaart 2016 en 2030 windparken', inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW extra opgesteld vermogen berekend voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast waardoor de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. In deze notitie is er voor het windenergiegebied IJmuiden Ver en voor de windergiezoekgebieden van de versnelling van uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss = 160 dB re 1μPa^{2}s (750 m) wordt toegepast. Voor de berekeningen van de cumulatie van de effecten met de effecten van de al aangelegde of nog aan te leggen windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid), Hollandse kust (noord) en Hollandse Kust (west) is uitgegaan van de in (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde geluidsnormen[3].

Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). De resultaten hiervan worden afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 voor dit, in het KEC 4.0 IJmuiden Ver (noord) gehetenwindenergiegebied zijn uitgevoerd (✸ in Figuur 2-2). In elk van de, bij aanvang van de berekeningen onderscheiden kavels V en VI (nu één kavel Gamma) is een locatie nabij het centrum (het zwaartepunt) en een locatie op het diepste punt gekozen. De locaties waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd, liggen op waterdiepten tussen 24,5 en 33,6 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen. Per locatie zijn niet alleen heigeluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. Deze worden vooral toegepast in dieper water. De uitgangspunten voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2-1. Voor overige invoergegevens wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

Tabel 2-1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

[3] In het KEC 4.0 is ervan uitgegaan dat in de periode 2016 – 2030 een windpark in het windenergiegebied Ten noorden van de Waddeneilanden wordt aangelegd en zijn de effecten van de aanleg hiervan dus in de berekeningen van de cumulatieve effecten meegenomen. Inmiddels is besloten dat dit windpark pas later in de tijd wordt aangelegd (zie verder hoofdstuk 4 Cumulatieve effecten).



Figuur 2-2 Contouren van het wndenegebied IJmuiden Ver Gamma en de geselecteerde heilocaties: (nabi)j het centrum (+)[4] en het diepste punt (×) van twee, voor de berekeningen onderscheiden deelgebieden (voorheen kavels V en VI). In het centrum (✱) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocatie (Heinis et al., 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma 134, 140 of 153 windturbines van 15 MW (respectievelijk alternatief 1a, 1b en 1c) danwel 100, 106 of 115 windturbines van 20 MW (respectievelijk alternatief 2a, 2b en 2c) zullen worden opgesteld. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van o.a. het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur duren. Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere kleinere palen (met een lagere hei-energie) worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale (netto) heitijd per fundering bedraagt naar verwachting 5 – 8 uur voor tripod funderingen en 3 – 9 uur voor jacket-funderingen (Brandt et al., 2018; Graham et al., 2019)[5]. Dat betekent dat er in het bouwseizoen bij toepassing van monopaalfunderingen, afhankelijk van het gekozen alternatief maximaal zo'n 268, 280 of 306 uur wordt geheid voor alternatief 1a, 1b en 1c (respectievelijk 134, 140 of 153 palen x 2 uur) en 200, 212 of 230 uur voor alternatief 2 (100, 106 of 115 palen x 2 uur). Voor tripod- en jacket-funderingen is dit respectievelijk maximaal ca. 800 en 900 uur voor 100 funderingen, 850/950 voor 106 funderingen en 920/1.035 voor 115 funderingen (alternatief 2a, b en c).

Afankelijk van de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden is de verwachting dat de heiwerkzaamheden bij toepassen van monopaalfunderingen binnen een periode van 7 tot 9 maanden (alternatief 1a, b en c) of 5 – 7 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2a, b en c). Deze schattingen zijn gebaseerd op de totale aanlegduur van de 4 kavels in

[4] Om een beter beeld van de bandbreedte te krijgen is in deelgebied V het 'centrumpunt' t.o.v. het zwaartepunt iets verschoven.
[5] Op basis van Brandt et al. (2018) en Graham et al. (2019) is er bij de berekeningen van uitgegaan dat het heien voor een tripod- en jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan één dag in beslag neemt.

het windenergiegebied Borssele. Bij de aanleg hiervan werd een limiet gesteld aan het maximale geluidsniveau op 750 m van de heilocatie en werden systemen voor het reduceren van het onderwatergeluid gebruikt. Bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zullen de werkzaamheden meer tijd in beslag nemen, omdat voor de aanvoer van het grotere aantal palen meer tijd nodig is. Op basis van door Graham et al. (2019) gepubliceerde gegevens voor het Beatrice Offshore Windpark is geschat dat de totale aanlegduur bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zo'n 9 maanden voor 100 funderingen van alternatief 2a zal bedragen en maximaal ruim 10 maanden voor alternatief 2c. Bij aanleg van dit windpark is geen geluidsmitigatie toegepast. In Tabel 2-2 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-2 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1a, b en c	Alternatief 2a, b en c
Aantal turbines	134 – 153	100 – 115
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Netto heitijd per funderingstype		
Monopaalfundering	2 uur	
Tripod-fundering	n.v.t.	5 – 8 uur
Jacket-fundering	n.v.t.	3 – 9 uur (gem. 5 uur)
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden		
Monopaalfundering	7 – 9 maanden	5 – 7 maanden
Tripod & jacketfundering	n.v.t.	9 – 10 maanden

Bij de aanleg van windtrubines het windenergiebied IJmuiden Ver Gamma spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark.

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de constructie van windturbines in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.3.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluiddosis, *i.e.* de 'optelsom' van meerdere geluidpulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen

optreden (zie bijlage 2). Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor geen van de drie soorten een negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans. De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties [Kastelein et al., 2015]. Zeehonden, die minder gevoelig voor effecten op het gehoor zijn (zie bijlage 2), maken bij het zoeken van voedsel geen gebruik van hun gehoor, maar gebruiken daarbij vooral hun snorharen.

Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete *worst case* uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (zie Bijlage 2). Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s^6, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

2.3.2 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrepons

Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons[7] zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

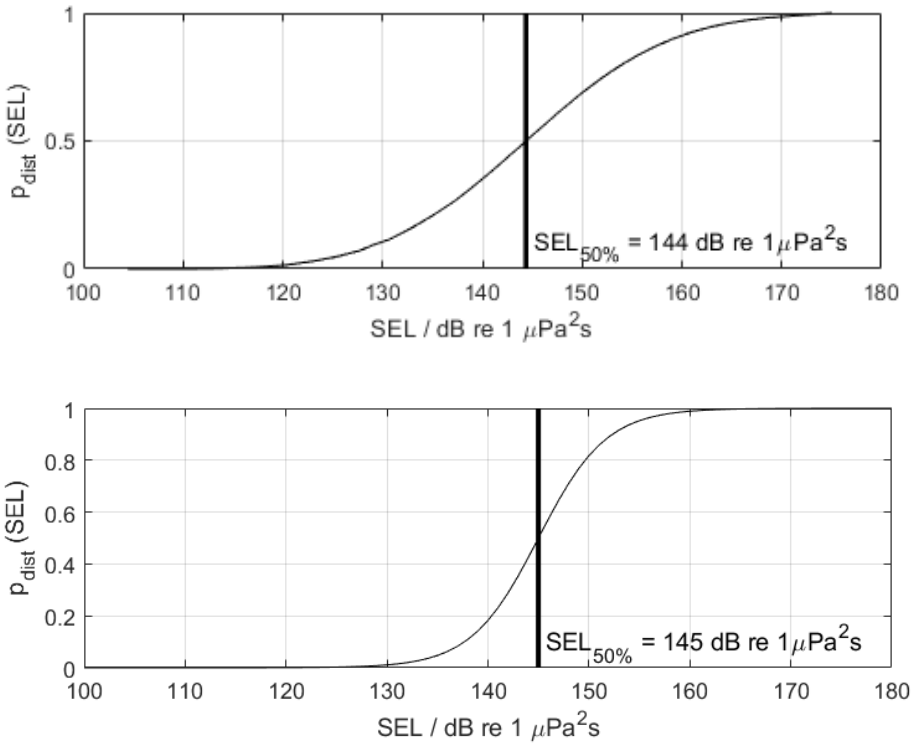
Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

---

[6] De PTS berekeningen zijn uitgevoerd uitgaande van een relatief hoge geluidnorm van SELss (750 m) = 168 db re 1 µPa2s. Bij deze geluidnorm is uit te sluiten dat bruinvissen of zeehonden tijdens het heien permanente effecten op het gehoor zullen ondervinden. Bij lagere geluidnormen zal dat dus ook niet het geval zijn.

[7] Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).



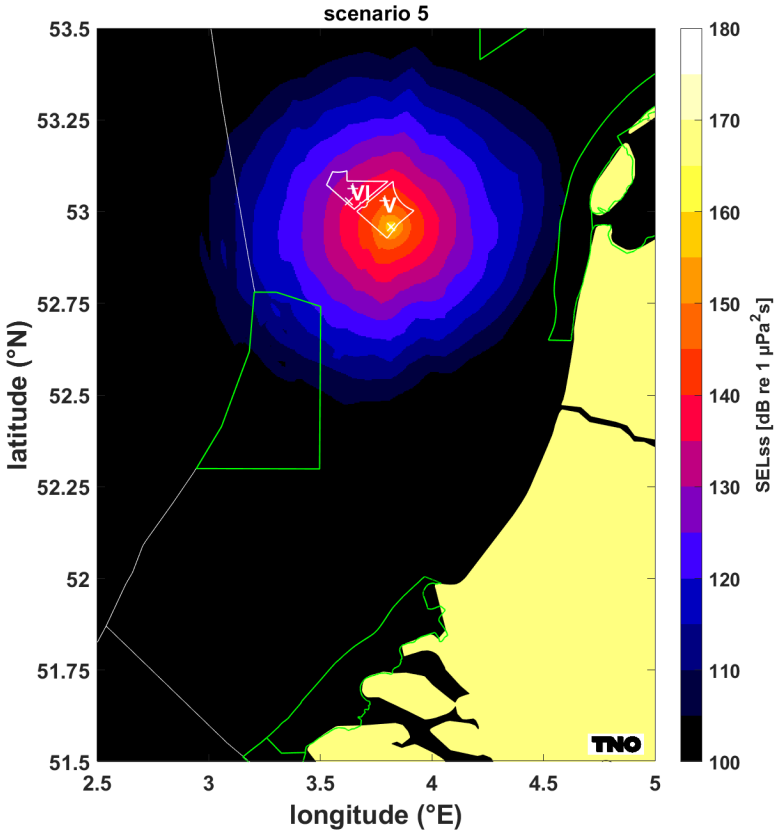
Figuur 2-3 Relaties tussen geluiddosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

2.3.3 Toepassen effectrelaties bij bepalen van oppervlakte beïnvloed gebied

De oppervlakte rond de heilocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. Hierin is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level = SEL_{SS}). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van de in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd **effectief verstoringsoppervlak** voor bruinvissen en zeehonden berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel (ca. 0,1 km^2) rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor het in Figuur 2-4 weergegeven voorbeeld voor het gemitigeerde heien van een monopaalfundering van een 15 MW turbine op een, op een diepte van 33,6 meter gelegen locatie bedraagt dat 571 km^2 voor bruinvissen en 234 km^2 voor zeehonden. Heien van een monopaalfundering voor een 20 MW turbine op dezelfde locatie leidt tot een effectief verstoringsoppervlak van 550 km^2 voor bruinvissen en 215 km^2 voor zeehonden.

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn voor dit MER geen aparte berekeningen

uitgevoerd. In § 2.3.1 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd aangetoond dat PTS door het toepassen van de geluidnorm van SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 µPa^{2}s of lager niet zal optreden (zie voetnoot 4 en Bijlage 2).



Figuur 2-4 Berekende verspreiding van de SELss bij het gemitigeerde heien van de monopaal-fundering voor een 15 MW turbine rond het diepste punt van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma.

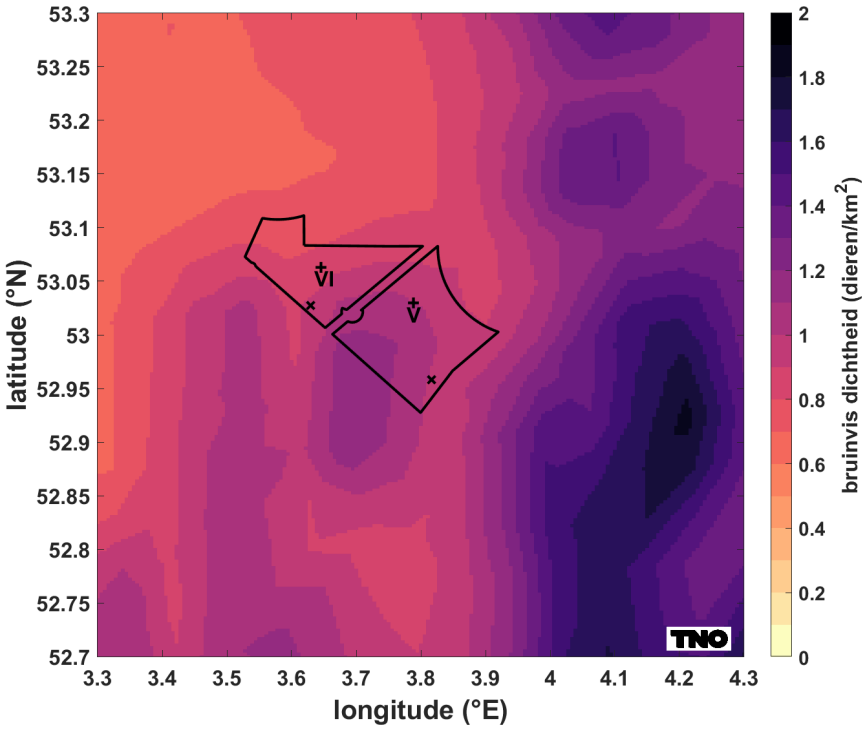
2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

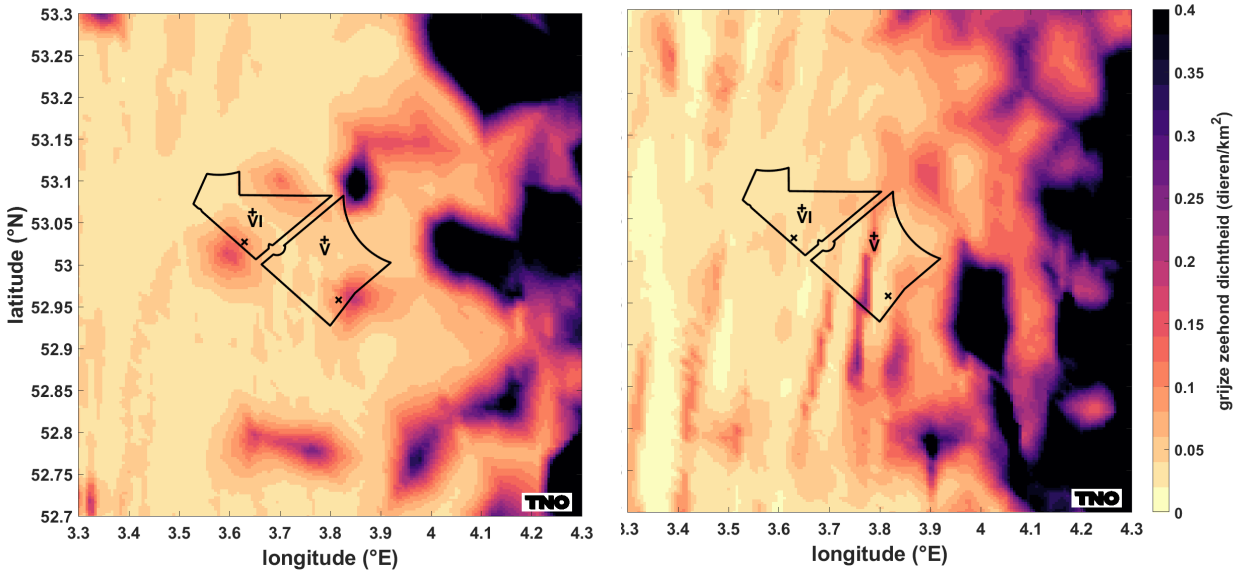
Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt (zie § 3.5.3 voor verschillen tussen seizoenen). In Figuur 2-5 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 2-6 toont de

jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond in- en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie § 3.5.3 voor verschillen tussen seizoenen).



Figuur 2-5 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Figuur 2-6 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangpunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht (zie Figuur 2-1 en begeleidende tekst). Zoals eerder aangegeven is er bij het bepalen

van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren van uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Intermezzo) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Intermezzo Acoustic Deterrent Devices (ADD)
Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heilocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan. Bij de aanleg een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s zal worden gehanteerd èn omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor beduidend minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren
Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POrpoise population in the North Sea), worden de effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvispopulatie geschat op basis van de beweging en het gedrag van individuele bruinvissen (Agent-Based Modelling ABM of Individual-Based Modelling IBM). Dit model was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest et al., 2015; Nabe-Nielsen et al., 2014). Een eerste versie voor algemene toepassing kwam in april 2017 beschikbaar. Er is inmiddels van die versie een update verschenen die is te downloaden via depons.au.dk.

Naast het waarborgen van de internationale vergelijkbaarheid is een belangrijke motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model, dat voor het zuidelijke deel van de Noordzee gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al., 2014, Costa 2012). Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik wordt gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar.
Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces,

aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven[8]. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (http://www.smruconsulting.com).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze, die is gemaakt tijdens de expert elicitation ter onderbouwing van de transfer functies in het iPcoD model (Booth et al. 2019) en is o.a. gebaseerd op onderzoek door van Beest et al. (2018). Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitatie over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn[9].

2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.4.1 Principes

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het

[8] Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

[9] Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is en stelt voor deze ecologische norm nog niet vast te stellen, maar als 'werknorm' in het KEC 4.0 te gebruiken.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is dus van de volgende ecologische norm uitgegaan:
"Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)."

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid tijdens de heiwerkzaamheden voor de constructie van windparken en de bijbehorende TenneT platforms.

2.4.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windparken in IJmuiden Ver Gamma

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 4.0 het referentiekader. Het aantal berekende dierverstoringsdagen door de constructie van windturbines in IJmuiden Ver Gamma wordt daarom vergeleken met de voor hetzelfde windenergiegebied berekende dierverstoringsdagen in het KEC 4.0 (= IJmuiden Ver noord). Als dat aantal kleiner of vergelijkbaar is met dat van het KEC 4.0, kan ervan worden uitgegaan dat de effecten op de populaties van bruinvissen of zeehonden in cumulatie met de effecten van de aanleg van de andere windparken in de periode 2016 – 2030 ook kleiner of vergelijkbaar zijn.

3 Effecten van aanleg windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van een windpark met maximaal 2,3 GW opgesteld vermogen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in twee alternatieve opstellingen met elk twee overplantingsvarianten. De berekeningen zijn uitgevoerd voor vier paalposities (Figuur 2-2). Verder is voor de berekening van de omvang van de effecten uitgegaan van de toepassing van een geluidnorm voor het breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heilocatie van 160 of 164 dB re 1 μPa^2s. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

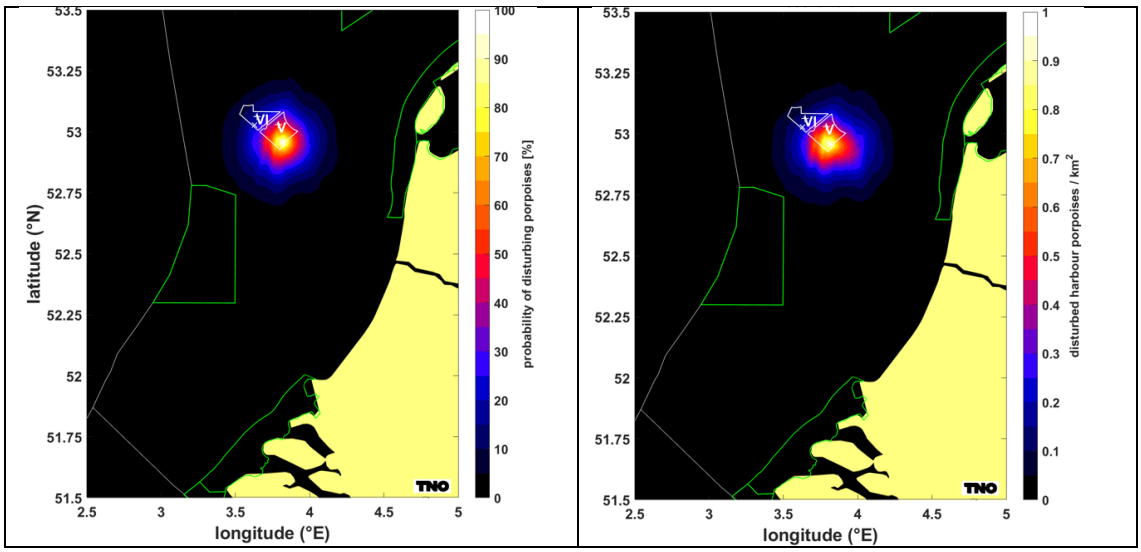
3.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

In Figuur 3-1 is in het linkerpaneel de op de in Figuur 2-3 weergegeven dosis-effectrelatie gebaseerde kans op verstoring van bruinvissen weergegeven tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure[10] wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. In dit voorbeeld is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{SS} = 160 dB re 1 μPa^2s. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een effectief verstoord gebied van 533 km^2 (zie § 2.3.3 voor berekeningswijze). Ook als wordt uitgegaan van een opgelegde geluidslimiet van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μPa^2s zal er met een effectief verstoringsoppervlak van 809 km^2 geen overlap ontstaan met een van de N2000-gebieden waar instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen van kracht zijn. Het rechterpaneel van Figuur 3-1 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km^2. Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, is berekend dat op een heidag 556 bruinvissen worden verstoord.

De resultaten van de effectberekeningen voor het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2.

[10] De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.



Figuur 3-1 Voorbeeld van de kans op verstoring van bruinvissen door heien met toepassing van een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechts).

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens de alternatieven 1a, b en c (respectievelijk 134, 140 of 153 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied (zie Figuur 2-2). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1	134 x 15 MW turbines	140 x 15 MW turbines overplanting 5%	153 x 15 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering		560 ± 20	
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering		530 ± 30	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	71,6 ± 0,4	74,8 ± 0,4	81,7 ± 0,4

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor de alternatieven 2a, b en c (respectievelijk 100, 106 of 115 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2	100 x 20 MW turbines	106 x 20 MW turbines overplanting 5%	115 x 20 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering		520 ± 30	
Tripodfundering		490 ± 40	
Jacketfundering		490 ± 30	
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering		500 ± 40	
Tripodfundering		470 ± 40	
Jacketfundering		470 ± 40	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	49,7 ± 0,4	52,7 ± 0,4	57,2 ± 0,4
Tripodfundering	47,0 ± 0,4	49,8 ± 0,4	54,0 ± 0,4
Jacketfundering	46,6 ± 0,4	49,4 ± 0,4	53,6 ± 0,4

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effecttief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s op 750 m.

- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (134 – 153 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (100 – 115 funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de verschillende varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.
- In vergelijking met de **79,8 x 10^3** dierverstoringsdagen die voor het noordelijk deel van windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 per kavel zijn berekend, liggen de berekende waarden voor alle varianten daaronder, met uitzondering van variant 1c (15% overplantingscenario: 153 turbines van 15 MW). Dit zou deels het gevolg kunnen zijn van het aantal heidagen waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan (137, waarvan 134 voor de turbines en 3 voor het TenneT platform), maar ook van toevallige variaties in de lokale bruinvisdichtheid. Het geeft in elk geval aan dat er in de rekenresultaten diverse onzekerheden zijn. Voor het 15% overplantingsscenario met 153 turbines zijn bijna 2.000 meer dierverstoringsdagen berekend dan voor de locatie van de KEC 4.0 studie. De berekende waarden voor de drie varianten van alternatief 2 zijn ongeveer een derde lager dan die voor alternatief 1 en liggen allemaal onder de waarde die voor de KEC 4.0 locatie is berekend. Dit is het gevolg van het kleinere aantal turbines.

Voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma en Nederwiek 1 zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen extra berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s. Zoals hiervoor beschreven zijn de berekende verschillen binnen het gebied klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen (zie ook Bijlage 1). TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 4 locaties van IJmuiden Ver Gamma een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 3-3. Ter vergelijking zijn de, eerder in Tabel 3-1 en Tabel 3-2 weergegeven gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 μPa^2s ook opgenomen, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 μPa^2s tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van ruim 50%. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en ligt het aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm voor de varianten a en b (resp. 100 en 106 turbines) in dezelfde ordegrootte als het aantal dat voor de KEC 4.0 locatie is berekend. Als bij dit alternatief 115 turbines worden opgesteld, wordt de KEC 4.0 waarde met 3 – 10% overschreden.

Tabel 3-3 Gemiddelde (± standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. MP = monopaal; TP = tripodfundering, JT = jacketfundering. Rood: overschrijding KEC 4.0 waarde: oranje: ordegrootte KEC 4.0 waarde; groen: kleiner dan KEC 4.0 waarde.

Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 µPa^{2}s]	Alternatief 1			Alternatief 2		
	a: 134 x 15 MW turbines	b: 140 x 15 MW turbines	c: 153 x 15 MW turbines	a: 100 x 20 MW turbines	b: 106 x 20 MW turbines	c: 115 x 20 MW turbines
164	109 ± 0,5	114 ± 0,6	125 ± 0,6	MP: 76 ± 0,5 TP: 72 ± 0,6 JT: 72 ± 0,6	MP: 81 ± 0,6 TP: 77 ± 0,6 JT: 76 ± 0,6	MP: 88 ± 0,6 TP: 83 ± 0,7 JT: 83 ± 0,6
160	72 ± 0,4	75 ± 0,4	82 ± 0,4	MP: 50 ± 0,4 TP: 47 ± 0,4 JT: 47 ± 0,4	MP: 53 ± 0,4 TP: 50 ± 0,4 JT: 49 ± 0,4	MP: 57 ± 0,4 TP: 54 ± 0,4 JT: 54 ± 0,4
KEC 4.0 (160 dB)	**80**					

Effecten op het gehoor van bruinvissen

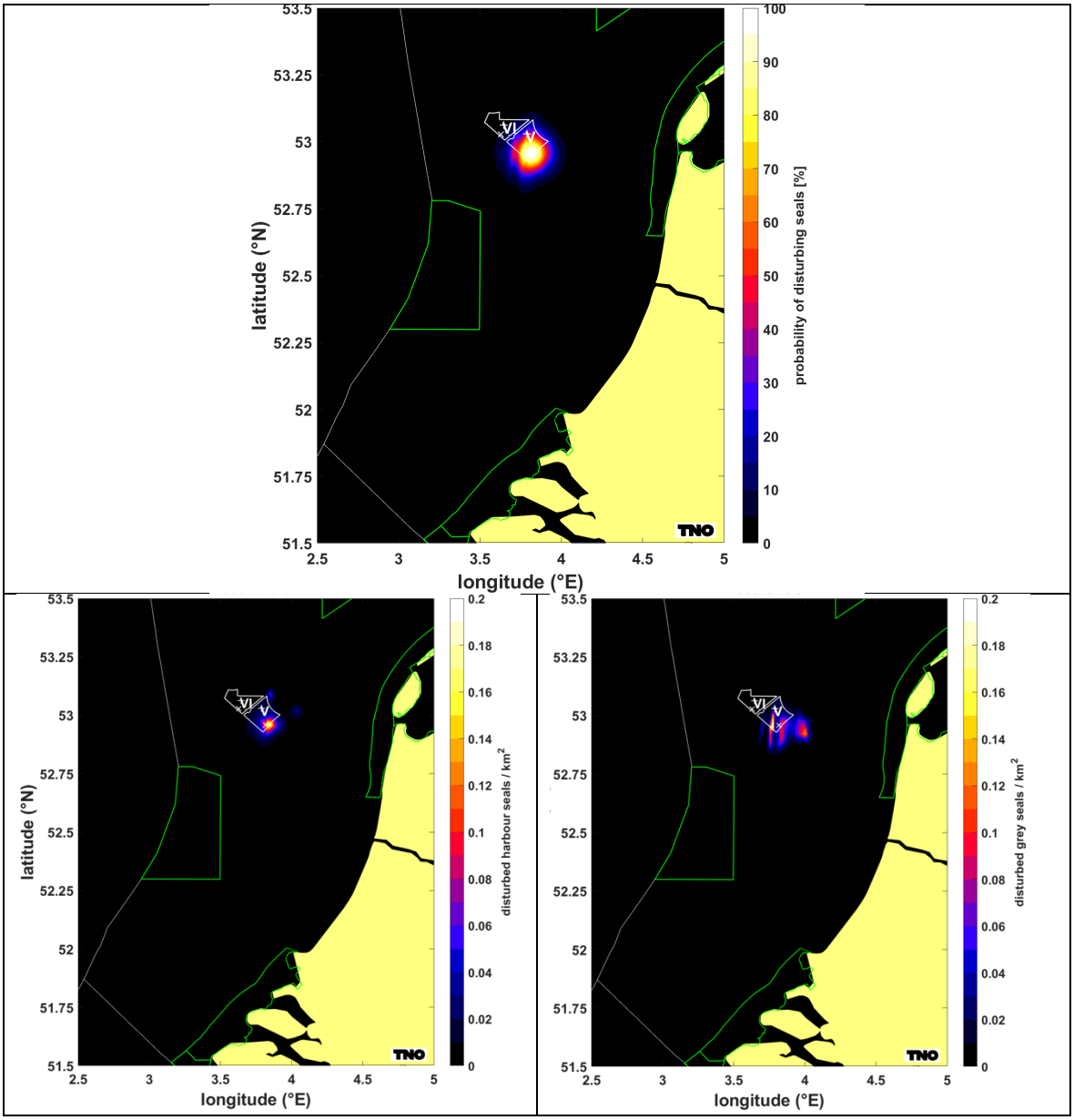
Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage 2).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

In Figuur 3-2 is in het bovenste paneel de op de in Figuur 2-3 weergegeven dosis-effectrelatie gebaseerde kans op verstoring van gewone en grijze zeehonden weergegeven tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure[11] wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa^{2}s. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een effectief verstoord gebied van 219 km^2 (zie § 2.3.3 voor berekeningswijze). De onderste panelen van Figuur 3-2 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per km^2. Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt), is berekend dat op een heidag gemiddeld 15 gewone zeehonden en 17 grijze zeehonden worden verstoord.

[11] De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.



Figuur 3-2 Voorbeeld van de kans op verstoring van zeehonden door heien met toepassing van een geluidsnorm van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km² a.g.v. heien op deze locatie.

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 3-4 en Tabel 3-5. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 8 – 35 gewone zeehonden en 12 – 21 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord (heien voor 15 MW turbinefunderingen).

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1a, b en c (respectievelijk 134, 140 of 153 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De weergegeven bandbreedte betreft het jaargemiddelde ± standaarddeviatie en is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied (zie Figuur 2-2). Tussen haakjes: minimaal en maximaal aantal verstoorde dieren per dag (afhankelijk van seizoen). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1	134 x 15 MW turbines	140 x 15 MW turbines overplanting 5%	153 x 15 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km^2)			
Monopaalfundering	225 ± 7		
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	14 ± 2 (8 – 35)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,4 ± 0,3	20,3 ± 0,3	22,1 ± 0,3
KEC 4.0 herberekening centrale locatie*	**72,1**		
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	15 ± 6 (12 – 21)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,6 ± 0,7	20,6 ± 0,7	22,5 ± 0,7
KEC 4.0 herberekening centrale locatie*	**74,6**		

*Monopaalfundering met geluidnorm SEL_{ss} = 168 dB re 1 μPa^2s (750 m); de in het KEC 4.0 voor deze locatie gepresenteerde waarde is niet juist, omdat bij het berekenen van het effectieve verstoringsoppervlak onterecht is uitgegaan van M-gewogen geluid. De waarde is daarom opnieuw berekend.

Tabel 3-5 Als Tabel 3-4 voor alternatief 2a, b en c (respectievelijk 100, 106 of 115 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2	100 x 20 MW turbines	106 x 20 MW turbines overplanting 5%	115 x 20 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km^2)			
Monopaalfundering	198 ± 13		
Tripodfundering	182 ± 16		
Jacketfundering	182 ± 14		
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	13 ± 2 (7 – 31)		
Tripodfundering	12 ± 2 (6 – 29)		
Jacketfundering	12 ± 2 (6 – 29)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 0,2	13,6 ± 0,2	14,7 ± 0,2
Tripodfundering	11,8 ± 0,2	12,5 ± 0,2	13,6 ± 0,2
Jacketfundering	11,8 ± 0,2	12,5 ± 0,2	13,6 ± 0,2
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	13 ± 5 (10 – 18)		
Tripodfundering	12 ± 4 (9 – 17)		
Jacketfundering	12 ± 5 (9 – 17)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 0,5	13,5 ± 0,5	14,7 ± 0,5
Tripodfundering	11,6 ± 0,5	12,3 ± 0,5	13,3 ± 0,5
Jacketfundering	11,6 ± 0,5	12,3 ± 0,5	13,3 ± 0,5

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het maximaal 0,04 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat 0,08 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (134 – 153 funderingen) leidt tot ongeveer 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (100 – 115 funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de verschillende varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.
- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in Tabel 3-4) zijn de berekende waarden voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in alle gevallen lager. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van SELss = 168 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm[12] voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m. Dit betekent dat de ecologische werknorm ook niet zal worden overschreden bij toepassen van tussenliggende geluidnormen op het met het KEC vergelijkbare scenario 1a, waaronder een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m (zie ook tabel 8 in Bijlage 1). Voor het grootste overplantingscenario (153 turbines van 15 MW) bedraagt het aantal dierverstoringsdagen 2.070 voor gewone zeehonden en 2.300 voor grijze zeehonden. De voor het KEC-scenario berekende aantallen worden daarmee ook niet overschreden.

Effecten op het gehoor van zeehonden

Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en Bijlage 2).

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

3.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-6).

[12] Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Tabel 3-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	omvang	kwaliteit	omvang	kwaliteit	omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=	=	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=	>	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=	=	=	>	=	=
Westerschelde en Saeftinghe	=	=	=	>	=	=
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten (zie § 1.1). Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

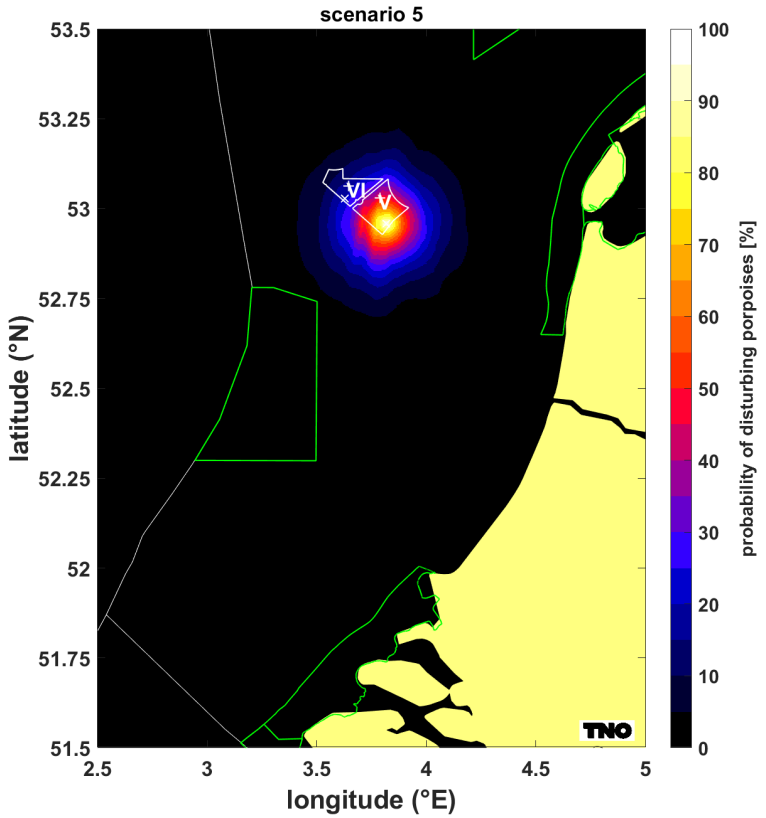
- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvlooed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.3 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-6 weergegeven Natura 2000-gebieden.

3.3.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (Figuur 3-3). Er is **dus geen sprake van directe externe werking**. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-3 Voor bruinvissen effectief verstoord gebied, uitgedrukt als de kans op verstoring, door heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in relatie tot Natura 2000-gebieden.

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor 5 van de 12 onderzochte scenario's **niet** is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in IJmuiden Ver Gamma boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver noord in het KEC 4.0 is berekend. Het betreft alternatief 1c (overplantingsscenario 15% met 153 turbines) als wordt uitgegaan van een limiet voor het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa^{2}s, evenals de alternatieven 1a t/m c en alternatief 2c als wordt uitgegaan van een geluidslimiet van SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 µPa^{2}s. Voor alternatief 2b ligt het aantal bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de KEC 4.0 locatie als wordt uitgegaan van de hogere geluidlimiet van SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 µPa^{2}s. Voor de zes scenario's waarvoor het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen kleiner is dan het aantal dat voor de KEC 4.0 locatie is berekend (groen in Tabel 3-3) zijn negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking uit te sluiten**. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) op de bruinvispopulatie namelijk zijn **uit te sluiten**.

Op de betekenis van de overschrijding van de in het KEC 4.0 berekende aantal bruinvisverstoringsdagen voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden in het cumulatiescenario wordt ingegaan in Hoofdstuk 4 (Cumulatieve effecten).

3.3.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat de het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoorde en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 219 km^2 (405 km^2 bij een geluidslimiet van 164 dB) voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (533 km^2 en 809 km^2). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in § 3.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (noord) in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 μPa^2s. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 μPa^2s, berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn **uit te sluiten**. Dit is ook het geval als ervan wordt uitgegaan dat lagere geluidsnormen van SELss (750) = 160 of 164 dB re 1 μPa^2s worden toegepast of als 5% of 15% meer windturbines worden geplaatst. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten**.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, als een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s wordt toegepast. De geluidnormen zijn erop gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. Bij het 15% overplantingsscenario 1c (153 turbines) en bij het toepassen van een hogere geluidnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen voor IJmuiden Ver Gamma dat voor het KEC 4.0 is berekend overschreden of ligt in dezelfde orde van grootte. Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de GSI van de bruinvispopulatie wordt ingegaan in Hoofdstuk 4 (Cumulatieve effecten).

3.5 (VERDER) BEPERKEN VAN EFFECTEN DOOR HET NEMEN VAN AANVULLENDE MAATREGELEN

3.5.1 Inleiding

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van SELss (750 m) = 160 of 164 dB re 1 μPa^2s.

Hierna volgt een overzicht van de verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Het overzicht bevat zowel maatregelen/mogelijkheden die nodig zijn om de gestelde geluidnorm te halen (beperken van geproduceerd geluid door heimantels, bellenschermen e.d.), maar geeft ook inzicht in mogelijke maatregelen om ecologsiche effecten (in de toekomst) verder te beperken.

Uit de analyses is gebleken dat effecten op het gedrag door geluidverstoring maatgevend zijn voor de omvang van het effect op de populatie. De totale omvang van deze effecten wordt uitgedrukt in het aantal dierverstoringsdagen. Op grond van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permament threshold shift*) niet zullen optreden.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop wordt geheid (= aantal turbinefunderingen). Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door impulsief geluid door heien (met heihamers) verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal dagen waarop heiwerkzaamheden plaatshebben (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende installatietechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

In de volgende paragrafen wordt hier nader op ingegaan.

3.5.2 Beperken van de oppervlakte verstoord gebied

Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.);
- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid draagt dan minder ver.

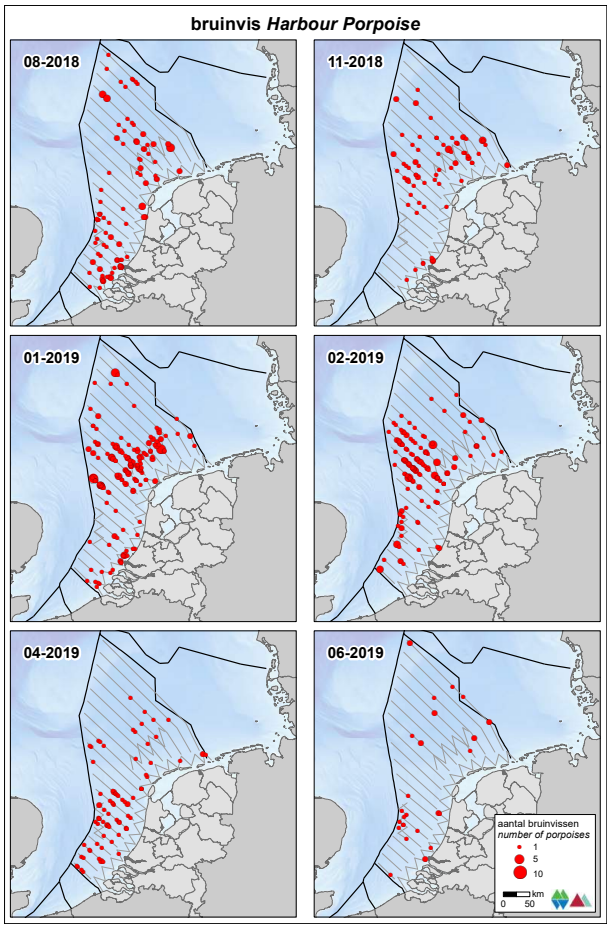
3.5.3 Aanleg van het windpark in periode met lage dichtheid zeezoogdieren

Voor het KEC 4.0 is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de variatie in de bruinvisdichtheid op de Noordzee in het zomerseizoen. Deze schatting is mede gebaseerd op infromatie over habitatgeschiktheid. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er

grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991 – 2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de Zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de gemiddelde dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden ervoor (Figuur 3-4). De over genoemde periode gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien. Het is niet bekend of de door Soldaat & Poot (2019) onderzochte periode representatief is voor de periode erna. De gegevens lenen zich bovendien niet voor het doen van uitspraken over seizoensverschillen in de bruinvisdichtheid op het niveau van specifieke windenergiegebieden. Resultaten van tellingen in het kader van MWTL door Fijn et al. (2019) laten zien dat de lokale variatie in bruinvisdichtheid op de Noordzee groot kan zijn (Figuur 3-5).



Figuur 3-4 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen in de periode 1991 – 2016. Naar: Soldaat & Poot (2020).



Figuur 3-5 Verspreiding van bruinvissen tijdens monitoringvluchten 2018 – 2019 op het NCP Fijn et al. 2019).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen, omdat zij voor elke maand een Noordzee dekkende kaart hebben gemaakt. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heilocatie. In Tabel 3-7 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 3-7 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (gemiddelden per kwartaal).

n / km^2	jan - mrt	apr - jun	jul - sep	okt - dec
gewone zeehond	0,051	0,049	0,074	0,074
grijze zeehond	0,053	0,053	0,074	0,066

3.5.4 Beperken van het aantal dagen waarop wordt geheid

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines (met een grotere paaldiameter) is per turbinesfundering een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met Tabel 3-5). Op 750 m van de heilocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines voor zeezoogdieren altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in Tabel 3-1 met die in Tabel 3-2 . Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt (zie Hoofdstuk 8 van Achtergonddocument Vogels, Vleermuizen, Vissen en Benthos voor Windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma).

3.5.5 Toepassen van alternatieve installatietechnieken

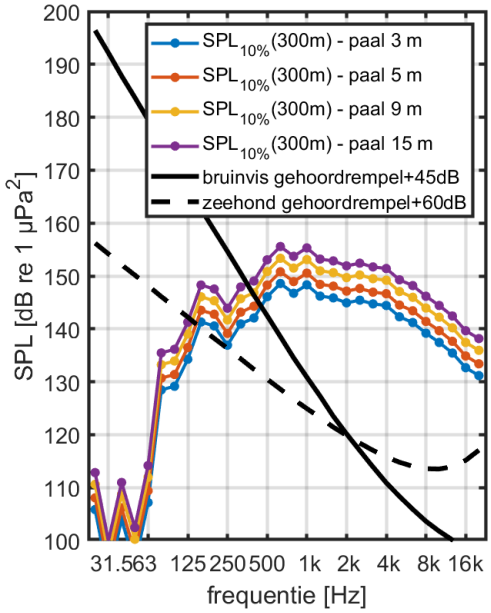
Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast (zie § 5.2). In het huidige KEC zijn geen aanwijzingen opgenomen voor het beoordelen van de effecten van het onderwatergeluid bij het toepassen van trilhamers voor het heien. Deze zijn echter niet bij voorbaat uit te sluiten. Ondanks dat kan de KEC-procedure wel als kapstok worden gebruikt om de effecten van het niet-impulsieve geluid van de trilhamers in te schatten en om de eventuele effecten daarvan te kunnen afzetten tegen effecten die zijn berekend op basis van het toepassen van heihamers.

Er zijn geen historische data over (de effecten van) trillen voor offshore wind projecten. KASKASI is het eerste (Duitse) offshore windpark waarin uitsluitend wordt getrild; in het project VISSKA wordt tijdens de aanleg van dit windpark de installatie, de geluidsemissies en het effect op bruinvissen

onderzocht. Resultaten komen naar verwachting in 2023 beschikbaar (info Bioconsult, Georg Nehls). In het SIMOX project (https://projecten.topsectorenergie.nl/projecten/sustainable-installation-of-xxl-monopiles-35257) wordt gewerkt aan een eerste voorstel voor een uitbreiding van de KEC aanpak met een beoordeling van de effecten van het onderwatergeluid van trilhamers.

Alle onzekerheden in aanmerking genomen wordt hier een eerste (waarschijnlijk *worst case)* inschatting gegeven van het aantal dieren dat mogelijk zou kunnen worden verstoord bij het toepassen van trilhamers (zie de als bijlage 1 bijgevoegde TNO-notitie voor de uitgangspunten en details van de berekening). Geëxtrapoleerde resultaten van onderwatergeluidmetingen tijdens het trillen van een trospaal in de Beneluxhaven in Rotterdam, in 2018 door TNO uitgevoerd, zijn daarbij als belangrijkste uitgegansgpunt genomen (Binnerts et al, 2018).

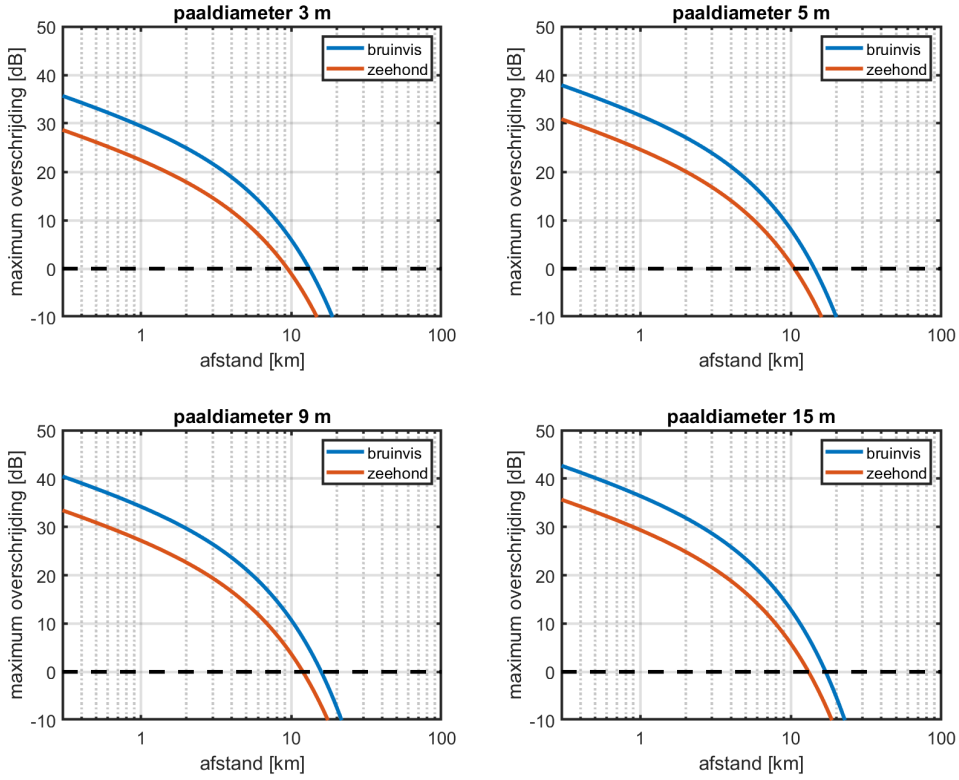
Het geluid van trilhamers valt, net zoals het geluid van schepen en offshore constructies, in de categorie van 'continue' geluiden. Het opstellen van criteria voor verstoring van zeezoogdieren door continu onderwatergeluid is nog in ontwikkeling (Southall et al., 2021). Er zijn daarom nog geen algemeen geaccepteerde grenswaarden voor het geluidniveau waarboven dieren mijdingsgedrag of een andere verstoring van het gedrag vertonen. In afwachting daarvan wordt hier de door Tougaard et al. (2015) voorgestelde aanpak gevolgd, zie ook de Jong & von Benda-Beckmann (2017). Op basis van de beperkt beschikbare informatie over het tijdens trillen geproduceerde geluid en genoemde bronnen is ervan uitgegaan dat het gedrag van bruinvissen wordt verstoord als ze blootgesteld worden aan geluidniveaus die 45 dB hoger zijn dan de gehoordrempel en zeehonden bij blootstelling aan geluidniveaus die 60 dB hoger zijn dan de gehoordrempel. Voor het bepalen van de gehoordrempels zijn de gegeneraliseerde audiogrammen uit Southall et al. (2019) gebruikt: voor bruinvissen het audiogram voor 'very high-frequency cetaceans' (VHF) en voor zeehonden het audiogram voor 'phocid carnivores in water' (PCW). Figuur 3-6 toont de resulterende drempelwaarden in relatie tot geschatte onderwatergeluidniveaus voor verschillende paaldiameters. Deze figuur laat ook zien dat het geschatte geluid op 300 m van de paal de verstoringsdrempels ruim overschrijdt.



Figuur 3-6 Spectra van de geschatte geluidniveaus op 300 m van de paal bij toepassing van een trilhamer voor verschillende paaldiameters, gebaseerd op schaling van het 10% exceedance level het in de Beneluxhaven gemeten geluid. De zwarte lijnen geven voorgestelde drempels voor verstoring van bruinvissen en zeehonden (zie tekst). Paaldiameters: jacket-fundering, 3 m; tripod-fundering, 5 m, monopaal 15 MW, 9 m; monopaal 20 MW, 15 m.

Vanwege de diverse onzekerheden in bovenstaande aannamen is het uitvoeren van gedetailleerde propagatieberekeningen niet zinvol. Afstanden tot waarop bruinvissen en zeehonden verstoord worden zijn geschat op basis van 'damped cylindrical spreading' (Lippert et al, 2019).

In Figuur 3-7 is te zien dat bij een toenemende paaldiameter de berekende verstoringsafstand (bij overschrijding 0 dB) voor bruinvissen toeneemt van 13 tot 17 km en voor zeehonden van 10 tot 13 km. Het bijbehorende geschatte (cirkelvormige) verstoringsoppervlak voor bruinvissen is 550 tot 950 km^2 en voor zeehonden 280 tot 550 km^2. Deze zijn groter dan het geschatte (effectieve) verstoringsoppervlak bij heien met een impacthamer bij een geluidsnorm van SELss (750m) = 160 dB re 1 µPa^{2}s: 490 tot 560 km^2 voor bruinvissen en 170 tot 230 km^2 voor zeehonden). Ervan uitgaande dat alle dieren binnen oppervlak in gelijke mate worden verstoord, zou dit voor **bruinvissen** kunnen leiden tot 54 x 10^3 (alternatief 2a, jacket fundering) tot meer dan 100 x 10^3 dierverstoringsdagen (alternatief 1b en c, monopaalfundering). Als wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van SELss (750m) = 164 dB re 1 µPa^{2}s voor heien met een impacthamer, is het verstoringsoppervlak bij het intrillen van monopaalfunderingen met een diameter 9 m (15 MW), tripod- en jacketfunderingen kleiner dan wanneer met een impacthamer wordt geheid. Dit is niet het geval als wordt uitgegaan van monopaalfunderingen met een diameter van 15 m (20 MW).



Figuur 3-7 Geschatte overschrijding van de voorgestelde drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden bij het heien met een trilhamer, als functie van de afstand tot de paal voor de vier verschillende paaldiameters.

Onderstaande Tabel 3-8 geeft voor de verschillende scenario's het aantal bruinvisverstoringsdagen weer als gevolg van het (ongemitigeerd) intrillen van turbinefunderingen. In vergelijking met de ca. 80.000 in het KEC 4.0 berekende bruinvisverstoringsdagen voor IJmuiden Ver Gamma zijn alleen de waarden voor tripod en jacketfunderingen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat de 3 of 4 palen van één tripod- of jacketfundering in één dag kunnen worden getrild.

De conclusie is dat op grond van de hier weergegeven *worst case* berekeningen (zie bijlage 1 voor uitgangspunten) voor de twee alternatieven het bij het intrillen van **monopaalfunderingen** geproduceerde geluid tot een overschrijding van de waarden leidt waarbij in het KEC 4.0 cumulatiescenario significante effecten op de bruinvispopulatie kunnen worden uitgesloten. Dit is niet het geval als tripod- of jacketfunderingen worden toegepast.

Tabel 3-8 Schatting van de gevolgen van het (ongemitigeerd) intrillen van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens de verschillende scenario's voor bruinvissen. Rood: overschrijding KEC 4.0 waarde: groen: kleiner dan KEC 4.0 waarde.

	Bruinvisverstoringsdagen (duizendtallen)		
Alternatief 1	**Monopaal**		
134 x 15 MW	99		
140 x 15 MW	104		
153 x 15 MW	114		
Alternatief 2	**Monopaal**	**Tripod**	**Jacket**
100 x 20 MW	94	61	54
106 x 20 MW	100	65	70
115 x 20 MW	108	58	63

4 Cumulatieve effecten

4.1 INLEIDING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd (zie ook § 1.1). Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen van de TenneT-platforms door middel van heihamers;
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen door middel van heihamers. Andere, niet-impusieve funderingstechnieken (trillen, bluepiling) worden nog niet toegepast. Een eerste, *worst case* inschatting van mogelijke effecten van trilgeluid op bruinvissen en zeehonden is opgenomen in § 3.5.5. Hieruit blijkt dat de effecten in bepaalde gevallen groter kunnen zijn dan de effecten van heien met geluidsmitigatie. De effectinschatting is dermate onzeker dat het niet zinvol wordt geacht om de resultaten hiervan mee te nemen in een berekening van de cumulatieve effecten[13].

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid (door de reguliere scheepvaart) en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard et al. 2009) en is dus geen relevante verstorende factor voor zeezoogdieren. Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

4.2 CUMULATIEVE EFFECTEN AANLEG WINDPARK IN GEBIED IJMUIDEN VER GAMMA

4.2.1 Scenario

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de de aanleg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen in gebied IJmuiden Ver Gamma, in combinatie met de constructie van een TenneT-platform en seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

Het TenneT-platform heeft een zogenaamde jacketfundering, die met 16 palen in de zeebodem wordt verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid. *Worst case* is er, anders dan in het KEC 4.0, maar in overeenstemming met de vergunning van uitgegaan dat per dag 1 paal (in plaats van 2 palen) wordt geheid[14]. Er is, net als voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 4.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s wordt toegepast.

[13] In het SIMOX project (www.grow-offshorewind.nl) wordt de toepasbaarheid van verschillende funderingstechnieken onderzocht. Metingen en modellering van het geproduceerde onderwatergeluid maken daar onderdeel van uit.
[14] https://www.rvo.nl/sites/default/files/2023-06/B04-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Gamma-fase-1.pdf

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TenneT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3.

4.2.2 Effecten op de bruinvispopulatie

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in zes alternatieve opstellingen en het bijbehorende TenneT-platform zijn weergegeven in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Ter vergelijking zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismische onderzoek hierin ook opgenomen (maar vanwege het indicatieve karakter ervan niet in het totaal meegenomen).

Tabel 4-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1 (134 – 153 turbines van 15 MW) en een TenneT-platform. Een indicatie van de effecten van het benodigde seismische vooronderzoek is ook opgenomen. Het betreft gemiddelde waarden. Voor een indicatie van de bandbreedte wordt verwezen naar Tabel 3-3. N.B. Er is van uitgegaan dat bij het heien van de funderingen voor het TenneT-platform een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 µPa²s wordt toegepast.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 µPa²s)	
		160	164
Seismisch vooronderzoek	20	1,6	
Constructie platform	16	7,5	
Aanleg monopaalfunderingen	134 / 140 / 153	72 / 75 / 82	109 / 114 / 125
Totaal funderingen turbines en platform		79 / 83 / 89	117 / 122 / 132

Tabel 4-2 Als Tabel 4-1voor alternatief 2 (100 – 115 turbines 20 MW).

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 µPa²s)	
		160	164
Seismisch vooronderzoek	20	1,6	
Constructie platform	16	7,5	
Aanleg monopaalfunderingen	100 / 106 / 115	50 / 53 / 57	76 / 81 / 88
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	47 / 50 / 54	72 / 77 / 83
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	47 / 49 / 54	72 / 76 /83
Totaal funderingen turbines en platform		Max. 57 / 60 / 65	84 / 89 /95

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Bij toepassen van een limiet aan het impulsief geluid tijdens de constructie

van funderingen voor de windturbines en het TenneT platform van 160 dB blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen beide alternatieven en in de meeste gevallen – met uitzondering van de scenario's met 140 en 153 turbines van 15 GW – onder het totaal van ca. **80.000 bruinvisverstoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Deze waarde wordt niet overschreden voor de scenario's waarin is uitgegaan van 20 MW turbines (alternatieven 2a, b en c) en ook niet voor het scenario met 134 turbines van 15 MW (alternatief 1a). Voor deze 4 alternatieven voor de aanleg een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zijn significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP met zekerheid uit te sluiten, mits een geluidnorm van 160 dB wordt opgelegd. Als van een hogere geluidnorm van 164 dB wordt uitgegaan, wordt het aantal voor het KEC 4.0 berekende bruinvisverstoringsdagen in alle gevallen overschreden. De gevolgen van de verschillende alternatieven voor de beoordeling van het totale cumulatiescenario worden beschreven in § 4.3.2.

4.2.3 Effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op **gewone zeehonden** door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in zes alternatieve opstellingen en het bijbehorende TenneT-platform zijn weergegeven in Tabel 4-3 en Tabel 4-4.

Tabel 4-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1 (134 – 153 turbines van 15 MW) en een TenneT-platform. Een indicatie van de effecten van het benodigde seismische vooronderzoek is ook opgenomen. Het betreft gemiddelde waarden. Voor een indicatie van de bandbreedte wordt verwezen naar Tabel 3-4. N.B. Er is van uitgegaan dat bij het heien van de funderingen voor het TenneT-platform een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 µPa²s wordt toegepast.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 µPa²s)	
		160	164
Constructie platform	16	1,9	
Aanleg monopaalfunderingen	134 / 140 / 153	19 / 20 / 22	36 / 38 / 42
Totaal funderingen turbines en platform		21 / 22 / 24	28 / 40 / 44

Tabel 4-4 Als Tabel 4-3 voor alternatief 2 (100 – 115 turbines 20 MW).

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 µPa²s)	
		160	164
Constructie platforms	16	1,9	
Aanleg monopaalfunderingen	100 / 106 / 115	13 / 14 / 15	24 / 26 / 28
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	22 / 24 / 26
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	22 / 24 / 26
Totaal funderingen turbines en platform		Max. 15 / 16 / 17	26 / 28 / 30

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en een TenneT platform in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma bedraagt het

totale aantal dierverstoringsdagen voor gewone zeehonden maximaal 4.400 (alternatief 1c met een geluidnorm van 164 dB). Dit betreft ongeveer 3% van het totaal aantal dierverstoringsdagen datin het KEC 4.0 is berekend voor het cumulatiescenario van de windparken van de oude routekaart 2030 in combinatie met de versnelde aanleg van 10,7 GW opgesteld vermogen (versnelingsvariant I uit het KEC 4.0) en 1% van het totale aantal dierverstoringsdagen bij de grootste variant van 26,7 GW. Dit is een zeer beperkte bijdrage en is het gevolg van het feit dat de dichtheid van gewone zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, in vergelijking met die van de kustwateren heel laag is. Een significant effect van de constructie van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma kan met zekerheid worden uitgesloten. Overigens was voor alle drie, in het KEC 4.0 onderzochte versnellingsvarianten het effect op de poulatie gewone zeehonden nul.

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van **grijze zeehonden**. Het maximale aantal dierverstoringsdagen tijdens de aanleg van het windpark is ongeveer 6% van het totale aantal dat voor de KEC 4.0 varianten is berekend. Bij het totale dierverstoringsdagen uit het KEC 4.0 zijn geen effecten op de populatie grijze zeehonden te verwachten. Ook voor grijze zeehonden kan een significant effect van de constructie van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma met zekerheid worden uitgesloten De bijdrage van De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1 (134 – 153 turbines 15 MW) en een TenneT-platform. N.B. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s wordt toegepast.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 μPa^2s)	
		160	164
Constructie platform	16	2,6	
Aanleg monopaalfunderingen	134 / 140 / 153	20 / 21 / 23	26 / 42 / 45
Totaal funderingen turbines en platform		22 / 22 / 24	28 / 43 / 47

Tabel 4-6 Als Tabel 4-5voor alternatief 2 (100 – 115 turbines 20 MW)

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen) SELss op 750 m (dB re 1 μPa^2s)	
		160	164
Constructie platforms	16	2,6	
Aanleg monopaalfunderingen	100 / 106 / 115	13 / 14 / 15	26 / 28 / 30
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 12 / 13	24 / 25 / 27
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 12 / 13	24 / 25 / 27
Totaal funderingen turbines en platform		Max. 15 / 16 / 17	26 / 28 / 30

4.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE OP NCP (2016 – 2030)

4.3.1 Achtergrond – berekeningen voor het KEC 4.0

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impusief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de

populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden[15] uitgegaan van één universele geluidnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s. Voor de kavels Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de berekeningen voor de drie rekenvarianten uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s. Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden, zijn voor de IJmuiden Ver Alpha en Beta en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s uitgevoerd.

Tabel 4-7 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten (KEC 4.0 scenario's). IJmuiden Ver = IJmuiden Ver Alpha & Beta, IJmuiden Ver (noord) = IJmuiden Ver Gamma, Zoekgebied 1 (zuid) = Nederwiek I, Zoekgebied 1 (noord) = Nederwiek II & III, Zoekgebied 2 (noord) = Lagelander, Zoekgebied 5 (oost) = Doordewind

Energieakkoord en oorsponkelijke routekaart 2030	**Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)**		
	I	**II**	**III**
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	**10,7 GW**	**12,7 GW**	**16,7 GW**
Routekaart 2030 inclusief versnelling	**20,7 GW**	**22,7 GW**	**26,7 GW**

4.3.2 Cumulatieve effecten van wind op zee (2016 – 2030) op bruinvissen

De voor het KEC 4.0 berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de **bruinvispopulatie** van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-8 (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver (Alpha, Beta & Gamma) en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden** (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 4-8 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (Heinis & de Jong et al., 2022).

[15] Volgens het meest recente tenderschema voor windenergie op zee is de planning voor het het windenergiegebied Ten noorden van de Waddeneilanden aangepast en zal het gebied pas na de periode 2016 – 2030 worden ontwikkeld (https://www.rijksoverheid.nl/documenten/publicaties/2022/06/10/routekaart-windenergie-op-zee) .

Geluidnorm: SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha en Beta + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	23,9 x 10^6	23,8 x 10^6	23,7 x 10^6
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	1,4 x 10^6	1,3 x 10^6	1,2 x 10^6
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	**2,9%**	**2,6%**	**2,3%**

4.3.3 Effecten van toepassen van een hogere geluidnorm op de bruinvispopulatie

In aanvullende berekeningen zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvissen berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm (Heinis, 2023). Er is daarbij voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver I-IV (Alpha en Beta), V en VI (Gamma / IJmuiden Ver noord) en Nederwiek I (= zoekgebied 1 zuid) berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 μPa^2s in plaats van SELss (750) = 160 dB re 1 μPa^2s die in het KEC 4.0 is gehanteerd. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast.

Om een beeld te krijgen van het effect van een hogere geluidsnorm op het totale cumulatiescenario uit het KEC 4.0 is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 4-7). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekening zijn weergegeven in Tabel 4-9.

Tabel 4-9 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III, zie Tabel 4-7). Bvvd = bruinvisversoringsdagen.

Variant	Bvvd / 1000	Populatiereductie # dieren	%	
IJmuiden Ver Alpha, Beta en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3	KEC 4.0
IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4	Interpolatie
IJmuiden Ver Alpha, Beta en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9	KEC 4.0

Uit de berekeningen blijkt dat uitstel van het verlagen van de geluidsnorm van 168 dB naar 160 dB tot na de aanleg van Nederwiek I mogelijk is zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor de kavels Alpha, Beta en Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en een geluidnorm van 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

N.B. In het scenario is voor IJmuiden Ver Gamma uitgegaan van 134 turbines van 15 GW. Dit komt overeen met alternatief 1a. Dit is de *worst case*, omdat bij toepassing van een limiet aan de

hoeveelheid geproduceerd geluid de effecten bij alternatieven met (een kleiner aantal) turbines van 20 MW altijd lager zullen zijn. Door aanleg van de twee overplantingsscenario's (alternatieven 1b en 1c) neemt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen in het cumulatiescenario iets toe, maar dit heeft geen noemenswaardige gevolgen voor de procentuele afname van de bruinvispopulatie (respectievelijk 0,02 en 0,06 procentpunt). Afgerond blijft de totale afname in het cumulatiescenario 3,4%.

4.3.4 Effecten van seismische surveys op de bruinvispopulatie

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd: binnen **alle windenergiegebieden** waar in de periode 2016 – 2030 windturbines worden geplaatst (inclusief de versnelde aanleg van max. 16 GW extra opgesteld vermogen), én rond het geplande tracé voor de zeekabels.

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis & de Jong et al. (2022) overgenomen en in Tabel 4-10 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt (zie bijlage 3 voor de gehanteerde uitgangspunten):

- Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 4,1% van het aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien (op basis van de maximale variant III van 16,7 GW extra opgesteld vermogen);
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 2,9% naar 3,0%).

Tabel 4-10 Berekende bruinvisverstoringsdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant) van 16 GW extra opgesteld vermogen).

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km^2)	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
Globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km^2	22.664
Gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km^2	22.664
Globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km^2	8.148
Gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km^2	8.148
			Totaal	**61.622**

4.3.5 Actualisatie resultaten KEC 4.0 voor bruinvissen n.a.v. recente inzichten

In de scenario's die zijn doorgerekend voor het KEC 4.0 is het aantal palen voor de fundering van de Tennet platforms voor de windparken IJmuiden Ver (Alpha, Beta en Gamma) en Nederwiek I onderschat. Bovendien is er voor de berekeningen in het KEC 4.0 van uitgegaan dat 2 palen per dag zouden worden geheid, terwijl dat er conform de vergunningvoorschriften voor IJmuiden Ver Alpha en Beta *worst case* één per dag kan zijn[16]. Daarnaast maakte de ontwikkeling van een windpark in gebied Ten noorden van de Waddeneilanden onderdeel uit van het KEC 4.0 scenario voor de periode 2016 – 2030. Dit windpark zal pas na 2030 worden aangelegd.

In onderstaande Tabel 4-11 is het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het meest recente scenario voor de aanleg van wind op zee in periode 2016 – 2030 op basis van deze nieuwe

[16] https://www.rvo.nl/sites/default/files/2022-06/B02-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Alpha-fase-1.pdf, https://www.rvo.nl/sites/default/files/2023-06/B04-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Gamma-fase-1.pdf

inzichten aaangepast. Voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I is *worst case* uitgegaan van een opstelling met 153 turbines van 15 MW (15% overplanting). Voor deze windenergiegebieden èn de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha & Beta is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s wordt opgelegd bij de heiwerkzaamheden voor de turbinefunderingen. Overige geluidnormen voor het heien van funderingen voor turbines en TenneT-platforms zijn in overeenstemming met de (ontwerp)kavelbesluiten.

Het total aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van het geactualiseerde cumulatiescenario op basis van de meest recente routekaart 2030 en de (ontwerp)kavelbesluiten ligt in dezelfde orde van grootte als die van de kleinste versnellingsvariant waarvoor t.b.v. het KEC 4.0 berekeningen zijn uitgevoerd (zie Tabel 4-8). Voor deze variant werd met het Interim PCoD model en een betrouwbaarheid van minimaal 95% een populatieafname van 2,3% berekend. Dit is minder dan de maximaal toelaatbare reductie van de bruinvispopulatie van 5% en daarmee volgens de door de overheid vastgestelde ecologische norm niet significant.

Tabel 4-11 Schatting van de gevolgen van de ontwikkeling van windenergie op zee in de periode 2016 – 2030 volgens de meest recente routekaart 2030 (10 juni 2022).

	Heidagen		Geluidsnorm (SELss dB)		Bruinvis-verstoringsdagen (duizenden)
	Turbines	Platform(s)	Turbines	Platform(s)	
Borssele 1[1]	50		169	169	47
Borssele 2[1]	50		169	169	26
Borssele 3[1]	42		170	170	35
Borssele 4[1]	42		170	170	45
Borssele 5 – Two towers[1]	5		170	170	2
Hollandse Kust zuid I[1]	38		173	173	46
Hollandse Kust zuid II[1]	38		173	173	42
Hollandse Kust noord (V)[1]	72		170	170	97
Hollandse Kust zuid III[1]	38		173	173	39
Hollandse Kust zuid IV[1]	38		173	173	33
Hollandse Kust west (VI-VII)[1]	123		168	168	153
IJmuiden Ver Alpha – Beta	268	2 x 16	164	168	276
IJmuiden Ver Gamma	153	16	164	160	132
Nederwiek I[3]	153	20	164	160	143
Nederwiek II – III[1]	200	2 x 6	160	160	110
Hollandse Kust west (VIII)[1]	50		160	160	32
				Totaal	**1.257**
				Populatiereductie	**ca. 2,3%**

[1] KEC 4.0 (Heinis & de Jong et al., 2022)
[2] Deze notitie, zie Tabel 4-1
[3] Schatting op basis van resultaten berekeningen KEC 4.0 (Heinis et al., 2022; Heinis, 2023) en uitgaande van een *worst case* opstelling met 153 turbines van 15 MW (15% overplanting). Voor het MER Nederwiek I zullen nieuwe berekeningen worden uitgevoerd.

4.3.6 Cumulatieve effecten van wind op zee (2016 – 2030) op zeehonden

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-12 en Tabel 4-13. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s voor de windenergiegebieden van de oorsponkelijke Routekaart 2030 (inclusief de kavels Alpha en Beta van IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringsdagen als gevolg van het

uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is[17]. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

Tabel 4-12 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 µPa^{2}s voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10 GW	10 GW	10 GW
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92 × 10^3	92 × 10^3	92 × 10^3
Geïnstalleerd **extra** vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48 × 10^3	45 × 10^3	44 × 10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 4-13 Als Tabel 4-12 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10 GW	10 GW	10 GW
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58 × 10^3	58 × 10^3	58 × 10^3
Geïnstalleerd **extra** vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24 × 10^3	22 × 10^3	21 × 10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

4.3.7 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In § 3.3.2 is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (het beïnvloede oppervlak overlapt niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie voor de alternatieven 1a, 2a, en en 2c zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten. Voor de 2 overplantingsscenario's met een opsteling van respectievelijk 140 en 153 turbines van 15 MW (alternatieven 1b en 1c) overstijgen

[17] In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).

de effecten op bruinvissen die van de effecten die voor dit windenergiegebied in het KEC 4.0 zijn berekend. Uit de in § 4.3 gepresenteerde resultaten blijkt dat significante cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten door de constructie van windparken op de Noordzee in de periode van 2016 – 2030. Dit is ook het geval als voor de kavels Alpha, Beta en Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van windenergiegebied Nederwiek wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 μPa^2s en een geluidnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 μPa^2s voor de overige windenergiegebieden van de versnellingsopgave tot 2030 (zie Tabel 4-11). Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 4.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van een Tennet-platform in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

4.3.8 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **bruinvissen** niet in het geding, omdat aan het impulsieve geluid bij de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 zodanige restricties worden opgelegd dat de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) op een niveau van minimaal 95% van het aantal dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

5 Onzekerheden en leemten in kennis

5.1 PROCEDURE VOOR HET BEPALEN VAN POPULATIE-EFFECTEN

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie of onzekerheden over de aard of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL_{SS} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SEL_{SS}. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SEL_{SS} die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel

niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld. De Nederlandse overheid onderzoekt de mogelijkheden om hierover meer kennis te verzamelen door het zenderen van bruinvissen (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Het zal echter nog meerdere jaren duren voordat dit voldoende representatieve resultaten oplevert. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het *interim Population Consequences of Disturbance* (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote *vulnerable subpopulation* reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.
- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op *vital rates*. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid

wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

- Aannames in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?
- Toepassen van Interim PCoD model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden. Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

5.2 OVERIGE ONZEKERHEDEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er o.a. mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken. In het SIMOX project (Sustanable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de

resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder tripod- en jacketfunderingen, 'gravity based' funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopaalfunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods. Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopaalfundering. Bij de hier uitgevoerde berekeningen is er op basis van de beschikbare gegevens van uitgegaan dat de 3 – 4 palen voor één fundering in één dag kunnen worden geïnstalleerd. Als dat echter meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringsdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase. Uit resultaten van recent onderzoek is gebleken dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringsafstanden dan verstoringsafstanden als gevolg van (ongemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).
- Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij

kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

6 Referenties

Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.

Aarts, G., 2021. Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.

Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. Front. Mar. Sci. 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.

Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.

Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011

Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Mar. Ecol. Prog. Ser. 596: 213 – 232.

Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.

Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. Ecological Modelling 440 (2021) 109397.

Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423−426.

Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. Mar Ecol Prog Ser 580: 221–237.

de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.

Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.

Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.

Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).

Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. R. Soc. Open sci. 6: 190335. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335.

Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects

of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).

Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.

Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.

Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.

Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.

Kastelein, R.A., R. Gransier, M.A.T. Marijt & L. Hoek, 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. J. Acoust. Soc. Am. 137: 556 – 564.

Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.

Kastelein, R.A., S. van de Voorde & N. Jennings, 2018. Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. Aquatic Mammals 44: 92 – 99, DOI 10.1578/AM.44.1.2018.92.

Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.

Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027.

Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.

Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.

Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.

New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.

Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018.Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea.Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272.

NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.

NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 362: 2151-2168.

Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019a. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee tot 2030, deelrapport A: Methodebeschrijving. In opdracht van het Ministerie van LNV.

Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019b. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en Beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030, deelrapport C: Samenvatting. In opdracht van het Ministerie van LNV.

Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology.

Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14.

Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. Aquatic Mammals, 33(4), 411–521.

Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.

Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquatic Mammals 2019, 45(2), 125-232.

Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. J Exp Biol 207: 1615-1624.

Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. Animal Behaviour 74: 207-218.

Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. ICES Journal of Marine Science 68: 929–936.

Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. J. Acoust. Soc. Am. 125: 3766 – 3773.

Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. Marine Pollution Bulletin 90: 196–208.

Tougaard, J., L. Hermannsen & P.T. Madsen, 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? J. Acoust. Soc. Am. 148 (5): 2885-2893.

Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 29(S1):242-253.

Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070.

Vrooman, J, S.C.V. Geelhoed & M. Scheidat, 2022. Current status of tagging harbour porpoises – application tot he Dutch North Sea. Wageningen University & Research report C017/22.

van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.

Van Beest F.M., J. Teilmann, L. Hermannsen, A. Galatius, L. Mikkelsen, S. Sveegaard, J. Dalgaard Balle, R. Dietze & J. Nabe-Nielsen, 2018. Fine-sclae movement of free-ranging harbour porpoises to capture, tagging and short-term noise pulses from a single air gun. R. Soc. open sci. 5: 170110. http://dx.doi.org/10.1098/rsoc.170110.

Wisniewska, D.M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz & P.T. Madsen, 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (Phocoena phocoena). Proc. R. Soc. B 285: 20172314.

Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. J. Acoust. Soc. Am. 147 (6): 3948-3958.

BIJLAGE 1 DE JONG, 2022 – GELUIDSBEREKENINGEN VOOR DE KAVELBESLUITEN VAN IJMUIDEN VER

In deze notitie van TNO is sprake van twee kavels binnen het windenergiegebied IJmuiden Gamma (voorheen IJmuiden Ver Noord), wat een gevolg is van het feit dat ten tijde van het uitvoeren van de berekeningen binnen het gebied twee kavels werden onderscheiden.

TNO innovation for life

Memo

www.tno.nl
christ.dejong@tno.nl
+31620543246

Aan	Pondera Consult BV
Kopie aan	Floor Heinis (HWE)
Van	Christ de Jong
Onderwerp	Geluidberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver Gamma

Datum
20 september 2023
Onze referentie
2023 M11052

Projectnummer
060.55665/01.01

1. Inleiding

Ten behoeve van de milieueffectrapportage (MER) en passende beoordeling (PB) voor kavels V en VI in het offshore-windgebied IJmuiden Ver (inmiddels samengevoegd in IJmuiden Ver Gamma) heeft TNO berekeningen uitgevoerd van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien van de turbinefundaties effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden.

In overleg met Pondera Consult en marien ecoloog Floor Heinis (HWE) is besloten om de akoestische berekeningen voor heiwerkzaamheden op 4 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefundaties is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Daaruit is afgeleid tot welk aantal dierverstoringsdagen de aanleg van de verschillende kavels in het gebied mogelijk kan leiden. Bij de berekeningen zijn de in de meest recente update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) vastgelegde procedures en grenswaarden toegepast (Heinis et al, 2022).

Het huidige KEC geeft geen aanwijzingen voor het beoordelen van de effecten van niet-impulsief geluid, zoals bij het toepassen van trilhamers voor het heien. Toch is verstoring van zeezoogdieren door dergelijk geluid niet bij voorbaat uit te sluiten. Bij gebrek aan een algemeen geaccepteerde een redeneerlijn voor het inschatten van de effecten van het onderwatergeluid van trilhamers op het onderwaterleven, geven we in sectie 14 van dit memo een eerste voorzichtige schatting van de mogelijke effecten van het toepassen van trilhamers.

2. Aanpak

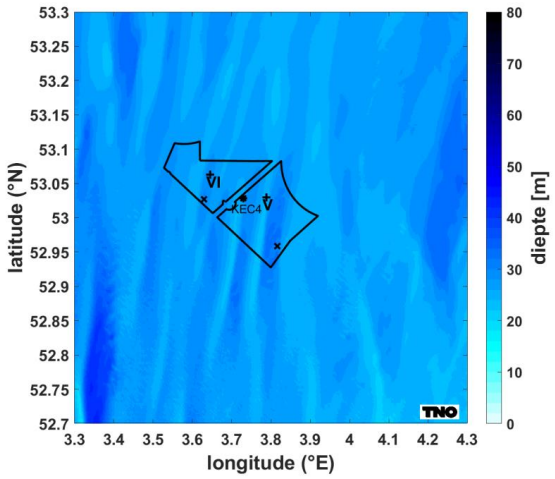
In deze studie is met behulp van het Aquarius 4 voorspellingsmodel (de Jong et al, 2018) uitgerekend wat het te verwachten onderwatergeluidniveau (ongewogen breedband single strike sound exposure level; SELss) is op 750 m van de heilocatie, en binnen welk oppervlak rond de heilocatie bruinvissen en zeehonden verstoord worden.
Bij het bepalen van het aantal mogelijk verstoorde dieren is gebruik gemaakt van de nieuwste methode die in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) is beschreven.

3. Heilocaties

Voor de berekeningen zijn per kavel twee representatieve heilocaties geselecteerd:

- Het centrum van de kavel (het zwaartepunt van de shapefile)
- Het punt met de grootste waterdiepte

Figuur 1 toont de geselecteerde locaties en Tabel 1 geeft de coördinaten.



Figuur 1: Contouren van de kavels V en VI van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt[1] (+) en het diepste punt (×) van de vier kavels. Ook is de in het KEC 4 rapport (Heinis et al, 2022) geselecteerde locatie voor IJmuiden Ver Noord aangegeven (✹). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Tabel 1: Coördinaten (WGS84) van de geselecteerde heilocaties IJmuiden Ver.

Kavel	Locatie	Latitude	Longitude	Diepte
		[deg]	[deg]	[m]
V	centrum	53.0295	3.7880	24.5
V	diepste	52.9583	3.8167	33.6
VI	centrum	53.0628	3.6453	29.1
VI	diepste	53.0271	3.6292	30.2

4. Heiscenario's

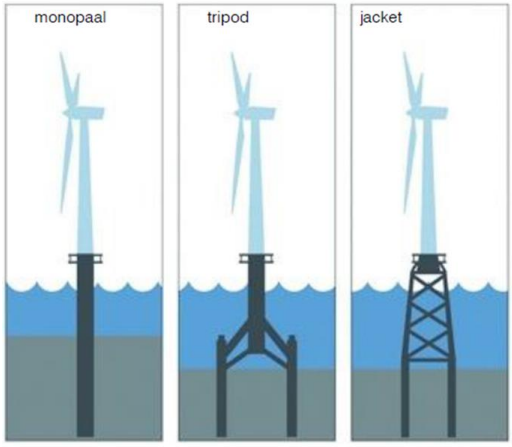
Per kavel worden twee mogelijke alternatieven beschouwd:

1. Installatie van 67 turbines met een vermogen van 15 MW
2. Installatie van 50 turbines met een vermogen van 20 MW

Het KEC 4.0 gaat uit van installatie van turbines met een vermogen van 15 MW of groter op monopalen met een diameter van 7,5 m. Uit gesprekken met de industrie blijkt dat nu al monopalen voor 15 MW

[1] Het zwaartepunt van Kavel V ligt midden in een strook waar het gebied wordt doorkruist door de gaspijpleiding die Nederland verbindt met het Verenigd Koninkrijk. Omdat er geen turbines zullen worden geplaatst in de veiligheidszone rond deze leiding, is voor dit kavel het zwaartepunt gekozen van het deelgebied ten noorden van deze zone.

turbines worden toegepast met een diameter van 9 à 10 meter. Voor de 20 MW turbines wordt een monopaal diameter van 15 meter onderschreven als relevant voor de realisatie van offshore wind in 2030. De hei-energie hiervoor betreft een inschatting (extrapolatie) van de huidige kennis. Vanwege bedrijfsgevoelige informatie wordt deze informatie niet gedeeld. In overleg is gekozen voor een maximale hamerklap energie van 7000 kJ. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod of jacket fundaties, zie Figuur 2, die vooral toegepast worden in dieper water. Deze fundaties worden vastgezet met meerdere kleinere palen.



Figuur 2: De drie typen turbinefundatie (figuur © Witteveen+Bos)

De heigeluidberekeningen zijn per locatie uitgevoerd voor vier verschillende turbine- en fundatievarianten van fundatie. De toegepaste invoergegevens voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2.

Tabel 2: Parameters voor de vier varianten

Variant	1	2	3	4
Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter	9 m	15 m	5 m	3 m
Wanddikte	96 mm	156 mm	56 mm	36 mm
Hamerenergie	4000 kJ	7000 kJ	2000 kJ	2000 kJ
Massa ram	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Massa aambeeld	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Contactstijfheid	20 GPa	20 GPa	20 GPa	20 GPa

Omdat gedetailleerde gegevens in dit stadium niet voorhanden zijn, zijn deze parameters geschat op basis van de geselecteerde paaldiameter en hamerenergie. De wanddikte is geschat met behulp van een ontwerpformule (API, 2003). De massa's van de ram en het aambeeld zijn evenals in KEC 4.0 geschat: de massa van de ram gelijk aan 1 ton/20 kJ hamerenergie en de massa van het aambeeld massa gelijk aan die van de ram. De schatting van de stijfheid van het contact tussen ram en aambeeld is in eerdere studies empirisch vastgesteld.
Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de onderwatergeluiduitstraling van de heipaal op basis van de eigenschappen van hamer, aambeeld en paal, gebruik makend van een ééndimensionaal (axisymmetrisch) model van de heipaal in combinatie met het hamermodel van Deeks & Randolph (1993). De toegepaste benadering is geldig bij lage frequenties, waarbij de omtrek van de paal kleiner is dan de golflengte van compressiegolven in de paalwand. Aquarius 4 is gevalideerd voor het heien van een monopaal met 7 m diameter in het Gemini windpark (de Jong et al, 2018). De onzekerheid in de SELss berekeningen voor grotere paaldiameters kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden, zie §13.

5. Aquarius 4 propagatieberekening

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de ruimtelijke verspreiding van het onderwatergeluid onder invloed van gegevens van de omgeving (bathymetrie en geologie). In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met metingen van het onderwatergeluid bij het heien voor het Gemini windpark, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment (de Jong et al, 2018).

De berekeningen zijn uitgevoerd op de centerfrequenties van de tertsbanden vanaf 16 Hz tot en met 20 kHz. Het resultaat van de geluidberekeningen is de maximum waarde van het ongewogen breedband SELss over de waterdiepte.

Tabel 3 geeft een overzicht van de in de berekeningen toegepaste waarden van de omgevingsparameters. De bathymetrie (ten opzichte van het laagste astronomische getij) is verkregen uit het EMODnet dataportaal. De overige gegevens zijn gebaseerd op standaardwaarden uit (Ainslie, 2010, tabel 4.18), aangepast voor frequenties onder 250 Hz naar aanleiding van een eerdere validatie van de berekeningsresultaten van het Aquarius 4 model met meetgegevens van het heien voor een turbinefundatie voor het Gemini offshore windpark (de Jong et al, 2018).
Wind boven zee en golven verstoren het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt, vooral bij hogere frequenties. In de huidige berekeningen gaan we uit van het worst-case scenario waarbij het effect van wind en golven verwaarloosd wordt.

Tabel 3: Omgevingsparameters voor de geluidpropagatieberekeningen

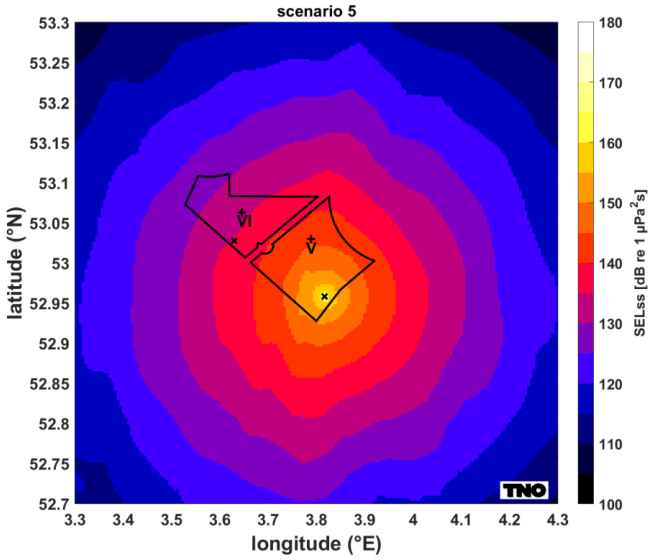
Waterdiepte	EMODnet bathymetrie, 1/8 minuut resolutie, http://www.emodnet-bathymetry.eu/), zie Figuur 1
Bodemtype	'medium sand' (Ainslie, 2010; Tabel 4.18; ϕ=1.5)
Bodem geluidsnelheid	1797 m/s
Bodem dichtheid	2136 kg/m3
Bodem absorptie (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/golflengte voor $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250\ \text{Hz}}\right)^{0.8} \times$ 0,88 dB/golflengte voor $f < 250$ Hz
Zeewater geluidsnelheid	1500 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m^3
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s

6. Geluidnorm

Op basis van het advies uit KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) gaan we hier uit van toepassing van een geluidnorm SELss(750 m) = 160 dB re 1 μPa^{2}s voor het windenergiegebied IJmuiden Ver. De definitieve norm zal door het bevoegd gezag worden vastgelegd in de kavelbesluiten voor dit gebied. Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom is bij de modellering niet uitgegaan van een specifiek oplossing, maar is de berekende geluidverspreiding (SELss) voor ongemitigeerd heien met een constante waarde verminderd zodat op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldaan wordt. Daartoe is eerst de SELss bepaald op 36 equidistante punten op een cirkel met 750 m straal rond de heilocatie, door lineaire interpolatie in het rekengrid. Het verschil tussen de maximale SELss op deze cirkel en de geluidnorm (160 dB) is vervolgens op alle gridlocaties van de berekende SELss afgetrokken. Daarbij is zodoende geen rekening gehouden met het effect van de frequentieafhankelijkheid van zowel de toegepaste maatregel om aan de geluidnorm te voldoen als van de propagatie. De onzekerheid in de SELss berekeningen ten gevolge van deze benadering kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden.

7. Resultaten berekeningen onderwatergeluid

Aquarius 4 berekeningen zijn uitgevoerd voor de vier fundatievarianten op de 9 geselecteerde heilocaties (zie §3). Figuur 3 toont als voorbeeld een uitsnede van de berekende kaart van het ongewogen breedband SELss (maximum over de waterdiepte) voor het gemitigeerd heien van de fundatie van een 15 MW turbine op de het diepste punt in het kavel IJmuiden Ver V.



Figuur 3: Berekende verspreiding van de SELss rond de diepste locatie in het kavel IJmuiden Ver V bij het heien van de monopaal voor een 15 MW turbine (scenario 5).

Tabel 4 geeft een overzicht van de berekende maximum ongewogen breedband SELss-waarden op 750 m van de heilocatie voor ongemitigeerd heien. Waarden variëren van 172 tot 187 dB re 1 µPa²s. Het gemiddelde is 181 dB, met een standaard deviatie van 6 dB. Dat betekent dat een geluidreductie van 12 tot 27 dB vereist is om binnen de norm van 160 dB te blijven. Een recent overzicht (Bellmann et al, 2020) geeft aan dat met de huidig beschikbare mitigatiemaatregelen een maximale reductie van 22-23 dB gerealiseerd is. Dat rapport geeft ook aan dat het heien van de kleinere palen voor jacket-fundaties in de praktijk niet tot lagere geluidniveaus lijkt te leiden dan het heien van monopalen, mogelijk vanwege aanstoting van trillingen in de jacket-structuur. Deze structuur is niet gemodelleerd in Aquarius 4. Bovendien kunnen mitigatiemaatregelen nabij de paal (zoals van IHC[2] en AdBm[3]), niet zonder meer toegepast worden bij het heien van jacket- en tripod-palen.

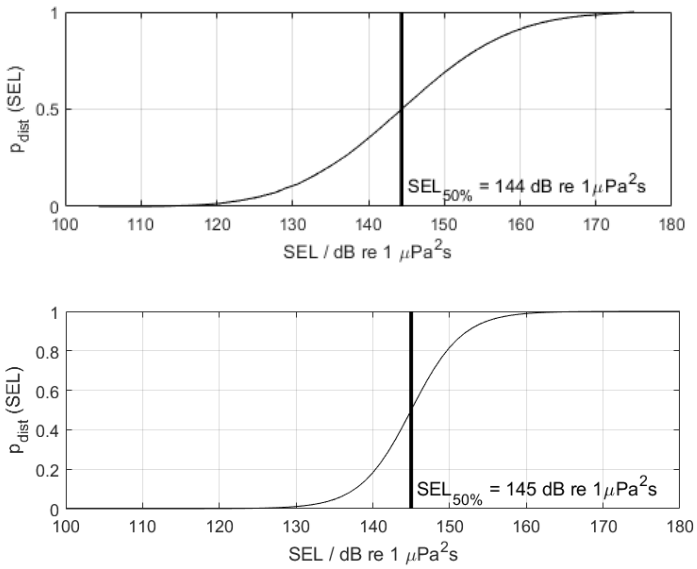
[2] https://iqip.com/products/pile-driving-equipment/integrated-monopile-installer/
[3] https://adbmtech.com/

Tabel 4: Ongewogen breedband SELss op 750 m van de heilocatie ten gevolge van ongemitigeerd heien voor de 16 rekenscenario's (4 fundatievarianten en 4 locaties).

nr	kavel	locatie	fundatie	Hamerenergie	SELss(750m)
				[kJ]	[dB re 1 µPa²s]
1	V	centroid	monopile	4000	185
2	V	centroid	monopile	7000	186
3	V	centroid	tripod	2000	180
4	V	centroid	jacket	2000	172
5	V	diepste	monopile	4000	186
6	V	diepste	monopile	7000	187
7	V	diepste	tripod	2000	181
8	V	diepste	jacket	2000	173
9	VI	centroid	monopile	4000	186
10	VI	centroid	monopile	7000	187
11	VI	centroid	tripod	2000	181
12	VI	centroid	jacket	2000	173
13	VI	diepste	monopile	4000	186
14	VI	diepste	monopile	7000	187
15	VI	diepste	tripod	2000	181
16	VI	diepste	jacket	2000	173

8. Dosis-effect relatie

De verstoring van dieren door geluid varieert per individu en is afhankelijk van de context waarin de dieren aan het geluid worden blootgesteld. Tyack & Thomas (2019) benadrukken het belang van het toepassen van dosis-respons relaties bij het schatten van het aantal dieren dat mogelijk beïnvloed wordt, en geven aan dat het toepassen van een discrete drempelwaarde tot een foute inschatting kan leiden. Daarom is in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 (Heinis et al, 2019) toegepaste discrete drempelwaarden voor verstoring.
Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2019, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 4 weergegeven.



Figuur 4: Relaties tussen geluiddosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is. De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al (2022).

Voor verdere details over de toegepaste dosis-effect relaties voor bruinvissen en zeehonden verwijzen we naar het KEC 4.0 rapport (Heinis et al, 2022).

9. Verstoringsoppervlak

Uit de geluidverspreiding is per locatie op de kaart de kans op verstoring van bruinvissen en zeehonden berekend door het toepassen van de dosis-effectrelaties (Figuur 4). Het effectieve oppervlak waarbinnen dieren mogelijk verstoord worden door heigeluid is vervolgens berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. De resulterende oppervlakken zijn opgenomen in Tabel 5.

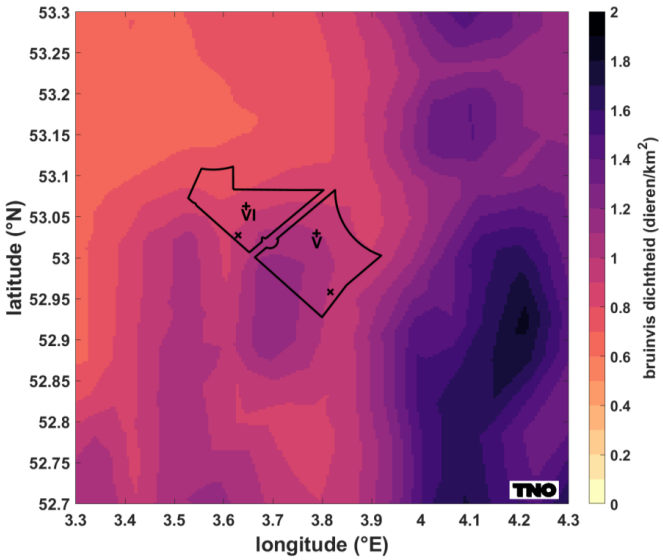
10. Aantal verstoorde dieren per heidag

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten) en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de kaart.

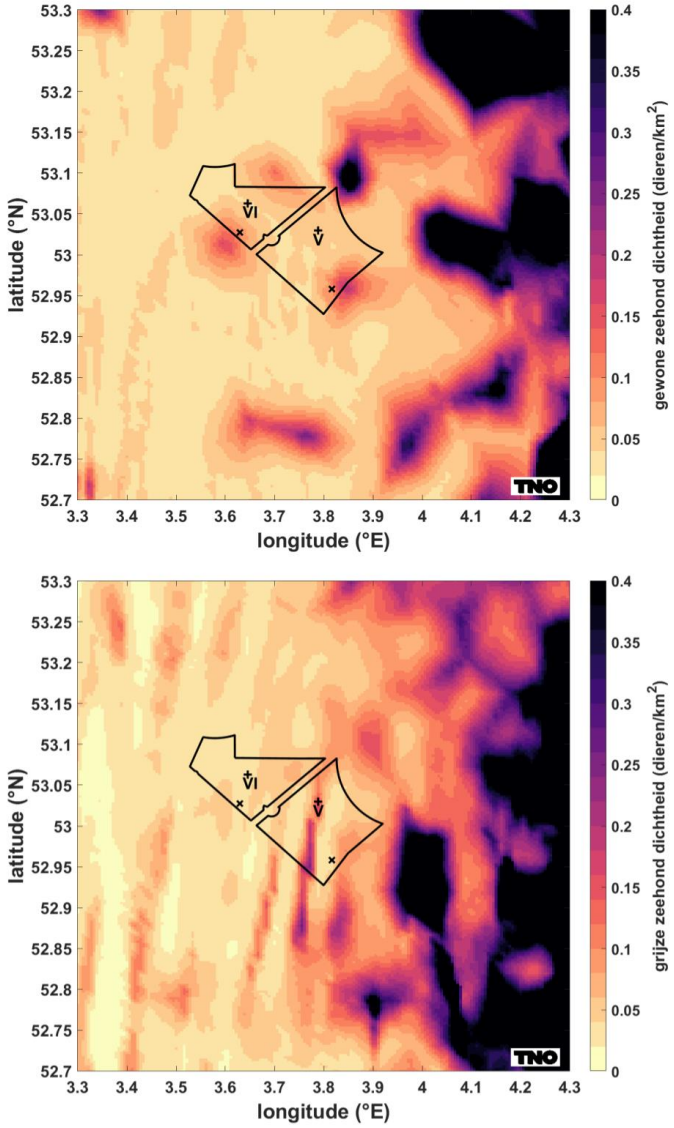
Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Figuur 5 toont de dichtheid in het gebied rond IJmuiden Ver.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 6 toont de jaargemiddelde dichtheid voor beide zeehond-soorten in het gebied rond IJmuiden Ver.

De berekende verstoringsoppervlakken en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 16 scenario's zijn opgenomen in Tabel 5



Figuur 5: Lokale bruinvisdichtheid in het IJver gebied, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

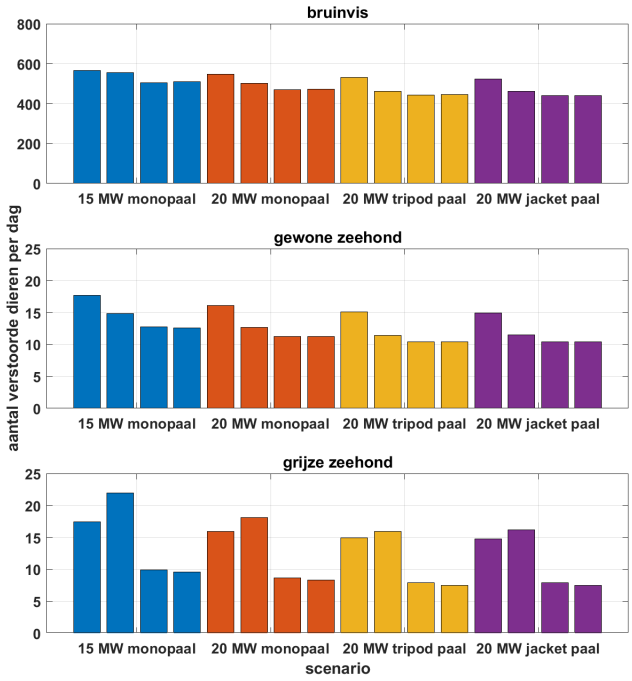


Figuur 6: Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) in het IJver gebied, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

Tabel 5: Berekend effectief verstoringsoppervlak en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 16 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is het aantal verstoorde dieren per kalendermaand berekend, in deze tabel samengevat in minimum, gemiddelde en maximum waarden.

Nr	verstoringsoppervlak (km²)		aantal verstoorde dieren per heidag						
	bruinvis	zeehond	bruinvis	gewone zeehond			grijze zeehond		
				Min.	Gem.	Max.	Min.	Gem.	Max.
1	571	234	567	11	18	38	14	17	25
2	550	215	546	10	16	35	12	16	22
3	534	203	530	9	15	33	12	15	21
4	527	201	523	9	15	32	12	15	21
5	533	219	556	9	15	32	17	22	31
6	481	185	502	8	13	27	14	18	26
7	443	166	462	7	11	25	12	16	23
8	444	168	463	7	12	25	12	16	23
9	565	226	503	6	13	35	8	10	14
10	526	198	469	5	11	31	7	9	12
11	497	182	443	5	10	29	6	8	11
12	493	182	439	5	10	29	6	8	11
13	558	220	510	5	13	36	8	10	14
14	516	192	473	5	11	32	7	8	12
15	485	175	444	4	10	29	6	8	11
16	481	175	441	4	10	29	6	7	11

Figuur 7 geeft een overzicht van de berekende aantal verstoorde dieren per heidag voor de 16 scenario's. Vanwege het toepassen van dezelfde geluidnorm (SELss(750m) = 160 dB re 1 µPa²s) voor alle scenario's zijn de verschillen relatief klein.



Figuur 7: Overzicht van het berekende aantal per heidag verstoorde dieren voor de 4 locaties per heiscenario.

Vanwege de diverse onzekerheden in de modellering (zie §13) zijn de rekenresultaten niet exact. Ze geven een beeld van de orde van grootte en bandbreedte van de mogelijke verstoring van bruinvissen en zeehonden ten gevolge van het heien voor de turbinefundaties. Het gemiddelde en de standaard-deviatie van de verstoringsparameters over de diverse heilocaties in het gebied zijn voor de vier heivarianten (Tabel 2) samengevat in Tabel 6.

11. Dierverstoringsdagen

Het totale aantal dierverstoringsdagen per scenario is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (Tabel 5) te vermenigvuldigen met het aantal heidagen (Tabel 2). Daarbij is aangenomen dat alle fundatietypen binnen één dag geheid worden. Dit overzicht laat zien dat voor het aantal dierverstoringsdagen vooral het aantal heidagen van belang is. Het aantal dierverstoringsdagen voor tripod en jacket fundaties neemt toe als het heien voor een fundatie over meerdere dagen wordt verspreid.

Aannemend dat de schattingen van het aantal verstoorde dieren per heidag normaal verdeeld zijn, is het totaal van het aantal verstoorde dieren over N heidagen gemiddeld gelijk aan N maal het

gemiddelde aantal verstoorde dieren per heidag, met een standarddeviatie gelijk aan $\sqrt{N}$ maal de standarddeviatie van het aantal verstoorde dieren per heidag.

Tabel 6: gemiddelde (±standaarddeviatie, afgerond) van het berekende verstoringsoppervlak, aantal verstoorde dieren per heidag en aantal dierverstoringsdagen per kavel, voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond).

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
Verstoringsoppervlak [km²]	HP	560 ± 20	520 ± 30	490 ± 40	490 ± 30
	HS/GS	220 ± 10	200 ± 10	180 ± 20	180 ± 10
Verstoorde dieren per dag	HP	530 ± 30	500 ± 40	470 ± 40	470 ± 40
	HS	14 ± 2	13 ± 2	12 ± 2	12 ± 2
	GS	15 ± 6	13 ± 5	12 ± 4	12 ± 5
Dierverstoringsdagen per kavel	HP	35.790 ± 260	24.860 ± 250	23.490 ± 290	23.320 ± 280
	HS	970 ± 20	640 ± 20	590 ± 20	590 ± 20
	GS	990 ± 50	640 ± 40	580 ± 30	580 ± 30

12. Aanpassing geluidnorm

De hiervoor beschreven berekeningen zijn gebaseerd op toepassing van een geluidnorm SELss(750 m) = 160 dB re 1 µPa²s. In aanvulling daarop is berekend wat het aantal dierverstoringsdagen zou zijn bij een eventuele verhoging van de geluidnorm (SEL(750 m) in dB re 1 µPa²s) naar 164 dB of 168 dB.

Tabel 7: gemiddelde (±standaarddeviatie, afgerond) van het aantal dierverstoringsdagen per kavel (V of VI), voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond), voor geluidsnormen oplopend van 160 dB tot 168 dB in stappen van 4 dB.

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
norm SEL(750 m) dB re 1 µPa²s					
160 dB	HP	35.790 ± 260	24.860 ± 250	23.490 ± 290	23.320 ± 280
	HS	970 ± 20	640 ± 20	590 ± 20	590 ± 20
	GS	990 ± 50	640 ± 40	580 ± 30	580 ± 30
164 dB	HP	54.560 ± 390	38.210 ± 380	36.240 ± 440	35.950 ± 420
	HS	1.820 ± 50	1.210 ± 40	1.120 ± 40	1.110 ± 40
	GS	1.990 ± 100	1.300 ± 70	1.180 ± 70	1.180 ± 70
168 dB	HP	80.580 ± 550	56.940 ± 550	54.260 ± 640	53.760 ± 620
	HS	3.250 ± 90	2.190 ± 80	2.020 ± 80	2.010 ± 80
	GS	3.730 ± 190	2.490 ± 140	2.280 ± 130	2.260 ± 130

13. Discussie modelonzekerheden

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening. De

onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie aan de hand van meetgegevens voor het heien van funderingspalen voor offshore windturbines op het Nederlands Continentaal Plat (PAWP, Luchterduinen, Gemini; zie Binnerts et al. 2016) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden. In een eerdere studie bleek de ongewogen breedband SELss uit de (worst-case) Aquarius berekening ongeveer 3 dB af te wijken van de maximaal gemeten waarde.

Voor het bepalen van het verstoringsoppervlak is in deze studie uitgegaan van de dosis-effect relaties zoals in het KEC 4.0 gehanteerd. Metingen van verstoring van bruinvissen bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018) suggereren dat deze berekening mogelijk leidt tot overschatting van aantal verstoorde bruinvissen ten opzichte van de daadwerkelijk gemeten verstoring bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018). Mogelijke verklaringen voor deze discrepanties kunnen zitten in de hypothese dat ook de frequentie-inhoud een rol kan spelen in de verstorende werking van het geluid (Tougaard et al. 2015).

Ook de berekening van het mogelijke aantal verstoorde dieren per heidag is onzeker, vanwege diverse leemten in kennis over de aanwezigheid en het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zie Heinis et al (2022).

14.Effect van het toepassen van een trilhamer

Het huidige KEC geeft geen aanwijzingen voor het beoordelen van de effecten van het onderwater-geluid bij het toepassen van trilhamers voor het heien. Voor het berekenen van dat onderwatergeluid zijn ook geen modellen beschikbaar.

In het SIMOX project (https://projecten.topsectorenergie.nl/projecten/sustainable-installation-of-xxl-monopiles-35257) wordt gewerkt aan een eerste voorstel voor een uitbreiding van de KEC aanpak met een beoordeling van de effecten van het onderwatergeluid van trilhamers. Die aanpak is vooralsnog gebaseerd op een zeer beperkte hoeveelheid beschikbare gegevens. Ondanks de onzekerheid geven we hier een eerste inschatting van het aantal dieren dat mogelijke verstoord zou kunnen worden bij het toepassen van trilhamers.

Als eerste stap maken we een schatting van de onderwatergeluidverspreiding bij het heien met een trilhamer.

Het California Department of Transportation heeft in 2015 richtlijnen uitgebracht voor het inschatten van de effecten van heigelui (van tril- en impact-hamers) op vissen, zie (Buehler et al, 2015). Daarin is een overzicht opgenomen van eerder gemeten geluidniveaus bij het trillen van palen met diameters tot 1,8 m, zie Tabel 8.

Tabel 8: Onderwatergeluidniveaus op 10 m afstand van een ingetrilde paal, uit (Buehler et al, 2015).

Pile Type and Approximate Size	Relative Water Depth	Average Sound Pressure Measured in dB		
		Peak	RMS*	SEL**
0.30-meter (12-inch) steel H-type	<5 meters	165	150	150
0.30-meter (12-inch) steel pipe pile	<5 meters	171	155	155
1-meter (36-inch) steel pipe pile – typical	~5 meters	180	170	170
0.6-meter (24-inch) AZ steel sheet – typical	~15 meters	175	160	160
0.6-meter (24-inch) AZ steel sheet – loudest	~15 meters	182	165	165
1-meter (36-inch) steel pipe pile – loudest	~5 meters	185	175	175
1.8-meter (72-inch) steel pipe pile – typical	~5 meters	183	170	170
1.8-meter (72-inch) steel pipe pile – loudest	~5 meters	195	180	180

* Impulse level (35 millisecond average)
** Sound exposure level (SEL) for 1 second of continuous driving
dB = Decibels
RMS = Root mean square
SEL = Sound exposure level

Het onderwatergeluid van klappen met een heihamer wordt gekwantificeerd door het breedbandige single strike (SELss). Het geluid van een trilhamer is continu (zolang de massa's roteren) en bestaat uit een karakteristieke reeks van tonen, in het frequentiegebied van ongeveer 10 Hz tot 1 kHz, bij harmonischen van de roteerfrequentie van massa in onbalans in de trilhamer. Metingen laten zien dat het geluidniveau sterk varieert (10-20 dB, Matuschek & Betke, 2009), waarschijnlijk onder invloed van de wisselende weerstand die de paal ondervindt bij het penetreren van de ondergrond. In Tabel 8 worden waarden gegeven voor het breedbandige sound exposure level (SEL) van dat continue geluid over een tijdsduur van 1 seconde, die gelijk zijn aan het over 1 s gemiddelde breedbandige 'rms' sound pressure level (SPL).

Hoe deze gegevens zich vertalen naar de grotere paaldiameters voor de windturbinefundaties voor het IJmuiden Ver windpark is niet duidelijk. De grootte van de trilhamers die daarvoor nodig zouden zijn kan alleen door middel van gedetailleerde drivability-berekeningen bepaald worden, die niet passen binnen de scope van de hier beschreven studie. Ook de daarbij te verwachten onderwatergeluidniveaus zijn onzeker, maar een eerste schatting kan worden gegeven op basis van de aanname dat de energie van het uitgestraalde geluid evenredig schaalt met de kinetische energie van de trilhamer. Die energie is evenredig met het statisch moment (M) en het kwadraat van het toerental (Ω) van de trilhamer. Het gemeten geluidniveau zou daarmee geschaald kunnen worden volgens

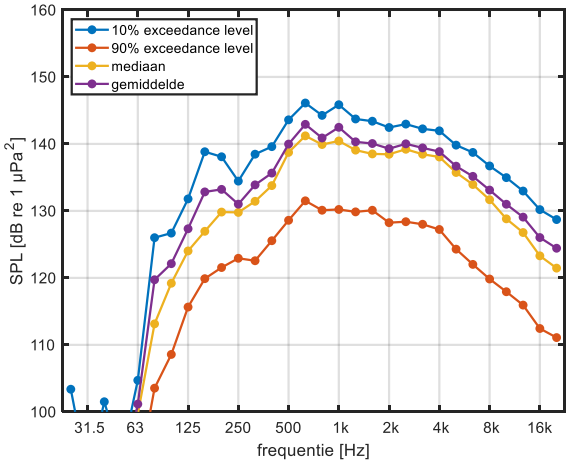
$$L_p^{M,W} \approx L_p^{M_{ref},\Omega_{ref}} + 10\log_{10}\left(\frac{M}{M_{ref}}\right)\text{ dB} + 20\log_{10}\left(\frac{\Omega}{\Omega_{ref}}\right)\text{ dB} \quad (1)$$

met M_{ref} en Ω_{ref} het statisch moment en toerental van een hamer waarvan het onderwatergeluid gemeten is.

In 2018 heeft TNO onderwatergeluidmetingen uitgevoerd tijdens het trillen van een trospaal in de Beneluxhaven in Rotterdam (Binnerts et al, 2018). Deze paal had een diameter van 1,7 m en werd geheid met een PVE-110M trilblok, met een excentrisch moment van 110 kg m en een maximaal toerental van 1350 rpm (~23 Hz). De waterdiepte in de Beneluxhaven varieert van ongeveer 10 meter dicht bij de bron en tot ongeveer 20 m in het Calandkanaal. Figuur 8 geeft een overzicht van gemeten spectra van het onderwatergeluid.

Het uitgestraalde geluid van een heipaal propageert in ondiep water ongeveer volgens 'damped cylindrical spreading' (Lippert et al, 2019). Zodoende is het SPL op 300 m van een paal (waar demping nog minder relevant is dan op grotere afstand) ongeveer 15 dB lager dan op 10 m afstand. Dat betekent dat SPL = 170 dB re 1 µPa^2 op 10 m van een paal met een diameter van 1,8 meter (Tabel 8) in orde van

grootte goed overeenkomt met het breedbandige SPL = 155 dB re 1 µPa^2 (10% exceedance level) dat is gemeten op 300 m afstand van de paal bij het heien van de trospaal in de Beneluxhaven.



Figuur 8: Overzicht van het gemeten onderwatergeluid (SPL, $\Delta t = 0{,}2482$ s) op 303 m afstand van het trillen van een trospaal in water in de Beneluxhaven in Rotterdam [1]. De breedband SPL$_{10\%}$ (het geluidniveau dat maximaal 10% van de tijd werd overschreden) is 155 dB re 1 µPa^2.

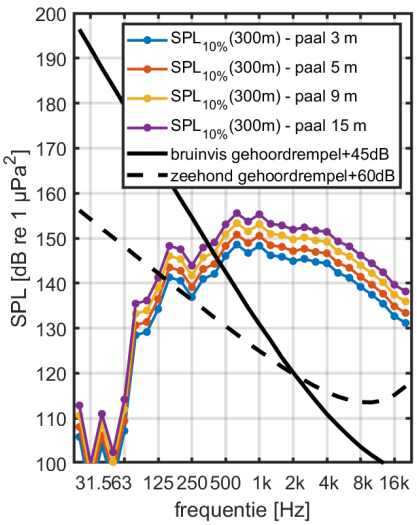
In 2014 hebben Wang et al een studie gepubliceerde studie van het onderwatergeluid bij het trillen van fundatiepalen voor de Hongkong-Zhuhai-Macao brug met de (destijds) grootste trilhamer ter wereld (OCTA-KONG). Deze was opgebouwd uit 8 APE 600 hamers met een statisch moment van 199 kg m elk en een maximaal toerental van 1350 rpm (~23 Hz). Dit betrof het heien van stalen cilinders met een diameter van 22 m in een rivierbedding (waterdiepte ongeveer 8-9 m). Op een afstand van 60 tot 80 m van de paal werd in deze studie een breedbandige SPL van 140 – 150 dB re 1 µPa^2 gemeten.

Het totale statisch moment van de OCTA-KONG (8×199 kg m) is ongeveer 14 keer groter dan dat van het trilblok op de paal in de Beneluxhaven. De paaldiameter is ongeveer 13 keer zo groot, wat suggereert dat de benodigde hamerenergie ongeveer lineair schaalt met de paaldiameter.

Het toepassen van formule (1) voor de vertaling van het in de Beneluxhaven gemeten geluidniveau naar de configuratie in Hongkong, leidt tot een geschat onderwatergeluidniveau van ongeveer 166 dB re 1 µPa op 300 m van de paal. Bij cilindrische spreiding zou dat ongeveer 173 dB zijn op 60 tot 80 m van de paal. Volgens Wang et al (2014) is het in Hongkong gemeten onderwatergeluid aanzienlijk (meer dan 20 dB) lager dan deze schatting. Beide studies geven onvoldoende informatie om dit verschil te verklaren.

We nemen voorlopig aan dat een schatting op basis van de metingen in de Beneluxhaven en een lineaire schaling met de paaldiameter een '**worst-case**' geeft. Daaruit volgt dat het geluidniveau bij trillen van palen met een diameter van respectievelijk 3, 5, 9 en 15 m (Tabel 2) ongeveer 2, 5, 7 en 9 dB hoger is dan gemeten in Rotterdam. Daarbij houden we geen rekening met het mogelijke effect van de grotere waterdiepte en de andere bodemsamenstelling.

De resulterende schattingen van het onderwatergeluid vergelijken we in Figuur 9 met voorlopig voorgestelde drempels voor verstoring van bruinvissen en zeehonden.



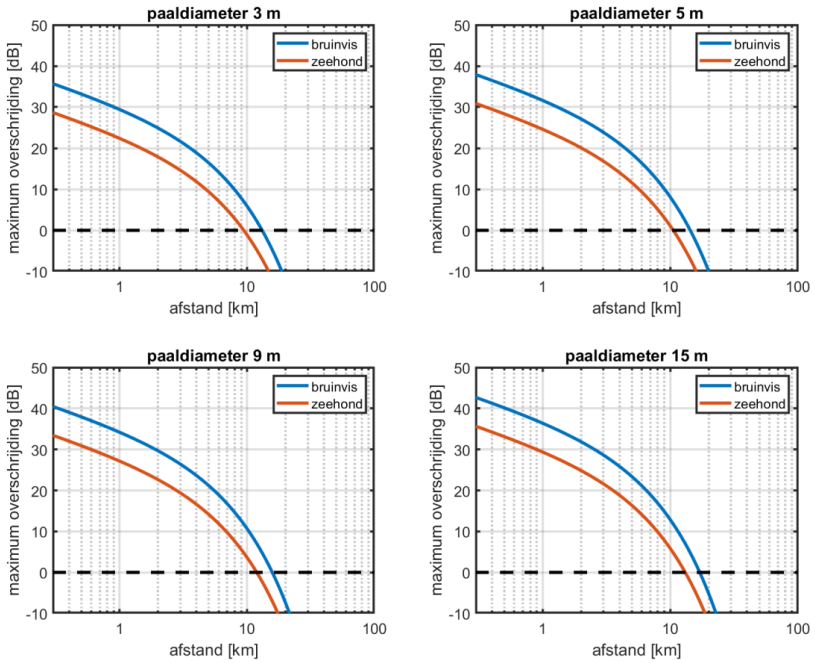
Figuur 9: Decidecadespectra van het geschatte geluidniveau op 300 m van de paal bij toepassing van een trilhamer voor de vier scenario's uit Tabel 2, gebaseerd op schaling van het 10% exceedance level van het in de Beneluxhaven gemeten geluid. De zwarte lijnen geven voorgestelde drempels voor verstoring van bruinvissen en zeehonden (zie tekst).

Het geluid van trilhamers valt, net zoals het geluid van schepen en offshore constructies, in de categorie van 'continue' geluiden. Het opstellen van criteria voor verstoring van zeezoogdieren door continu onderwatergeluid is nog in ontwikkeling, zie Southall et al (2021). In afwachting daarvan volgen we hier de aanpak voorgesteld door Tougaard et al. 2015, zie ook de Jong & von Benda-Beckmann (2017). Op basis van de beperkt beschikbare gegevens gaan we er voorlopig van uit dat het gedrag van bruinvissen verstoord wordt als ze blootgesteld worden aan geluidniveaus die 45 dB hoger zijn dan de gehoordrempel en zeehonden bij blootstelling aan geluidniveaus die 60 dB hoger zijn dan de gehoordrempel. Omdat het meten van gehoordrempels niet gestandaardiseerd is en gepubliceerde gegevens niet altijd overlappen, gaan we uit van de generieke audiogrammen uit Southall et al. (2019): het 'very high-frequency cetaceans' (VHF) audiogram voor bruinvissen en het 'phocid carnivores in water' (PCW) audiogram voor zeehonden. Figuur 9 toont de resulterende drempelwaarden. Deze figuur laat ook zien dat het geschatte geluid op 300 m van de paal de verstoringsdrempels ruim overschrijdt.

Vanwege de diverse onzekerheden in bovenstaande aannamen is het uitvoeren van gedetailleerde propagatieberekeningen niet zinvol. We kunnen de afstanden tot waarop bruinvissen en zeehonden verstoord worden schatten op basis van 'damped cylindrical spreading' (Lippert et al, 2019):

$$L_p(r) = L_p(r_1) - 10\log_{10}\left(\frac{r}{r_1}\right)\mathrm{dB} - \alpha(r - r_1) \qquad (2)$$

Gebaseerd op data in (Lippert et al, 2018) schatten we hierbij $\alpha \approx 1.5\ \mathrm{dB/km}$. Figuur 10 geeft een voorbeeld.



Figuur 10: Maximale verschil (per decidecade band) tussen de spectra van het berekende onderwatergeluid bij het heien met behulp van een trilhamer en de voorgestelde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden, als functie van de afstand tot de paal, voor de vier scenario's (Tabel 2).

Bij toenemende paaldiameter neemt de berekende verstoringsafstand (bij overschrijding 0 dB) voor bruinvissen toe van 13 tot 17 km en voor zeehonden van 10 tot 13 km. Het bijbehorende geschatte (cirkelvormige) verstoringsoppervlak voor bruinvissen is 550 tot 950 km^2 en voor zeehonden 280 tot 550 km^2. Deze zijn wat groter dan het geschatte verstoringsoppervlak bij heien met een impacthamer bij geluidsnorm SELss(750m) = 160 dB re 1 µPa^{2}s (Tabel 5): 440 tot 570 km^2 voor bruinvissen en 170 tot 230 km^2 voor zeehonden).

15. Referenties

Aarts et al, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18

Aarts, G., 2021. memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.

Ainslie, 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer-Praxis

API, 2003. Recommended Practice for Planning, Designing and Constructing Fixed Offshore Platforms—Working Stress Design. American Petroleum Institute, 2003

Bellmann et al, 2020. Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the *Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety* (*Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit* (BMU)), FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the *Federal Maritime and Hydrographic Agency* (*Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie* (BSH)), Order No. 10036866. Edited by the *itap GmbH*.

Binnerts et al, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound, report TNO 2016 R11338

Binnerts et al, 2018. Onderwatergeluids-kaarten voor hei- en trilwerkzaamheden in de Rotterdamse Haven, rapport TNO 2018 R10256

Brandt et al, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Mar. Ecol. Prog. Ser. 596: 213 – 232

Buehler et al, 2015. Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. California Department of Transportation, Sacramento.

Deeks & Randolph, 1993. Analtical modelling of hammer impact for pile driving, International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, Vol.17: 279-302

de Jong & von Benda-Beckmann, 2018. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, report TNO 2017 R11238

de Jong et al, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions, report TNO 2018 R11671. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predeictions_tno_2019.pdf)

Geelhoed et al, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17

Gilles et al, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.

Gilles et al, 2020. Update of distribution maps of harbor porpoises in the North Sea. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) report to RWS.

Graham et al, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. R. Soc. Open Sci. 6: 190335.

Heinis et al, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf)

Heinis et al, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren. rapport TNO 2021 R12503

Matuschek & Betke 2009. Measurements of Construction Noise During Pile Driving of Offshore Research Platforms and Wind Farms. Proc. NAG/DAGA Int. Conference on Acoustics, 262-265.

Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01

Lippert et al, 2018. Pile driving acoustics made simple: Damped cylindrical spreading model, J. Acoust. Soc. Am., vol. 143, nr. 1, pp. 310-317
Russell et al, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology
Southall et al, 2021. Marine mammal noise exposure criteria: assessing the severity of marine mammal behavioral response to human noise. Aquatic Mammals 47(5), 421-464
Tougaard et al, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises, Marine Pollution Bulletin 90, 196–208
Tyack & Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 29(S1):242–253
Wang et al, 2014. Assessing the Underwater Acoustics of the World's Largest Vibration Hammer (OCTA-KONG) and Its Potential Effects on the Indo-Pacific Humpbacked Dolphin (Sousa chinensis). PLOS ONE 9(10): e110590
Whyte et al, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. J. Acoust. Soc. Am. 147 (6): 3948–3958

BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID OP HET GEHOOR (PTS) – NAAR HEINIS & DE JONG ET AL. (2022)

Uitgangspunten

In het KEC 1.0 is uitgewerkt hoe berekend kan worden of dieren kans lopen op een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Een dergelijk effect op het gehoor zou op kunnen treden wanneer dieren blootstaan aan het geluid van meerdere heiklappen.

Bij het berekenen van de totale geluiddosis (cumulatieve SEL) wordt rekening gehouden met het mijdingsgedrag van het dier, waarbij de waargenomen SELss afneemt met toenemende afstand van de heilocatie. Het toegepaste zwemscenario is herzien en aangepast in KEC 4.0:

- In KEC 1.0 werd uitgegaan van de veronderstelling dat dieren tijdens de eerste twee waargenomen heiklappen met hoge snelheid naar het wateroppervlak zwemmen, waar de geluidsniveaus lager zijn. Deze veronderstelling was niet door waarnemingen onderbouwd. Inmiddels is in zenderonderzoek waargenomen dat een bruinvis bij verstoring door het naderen van een schip juist naar de bodem duikt (Wisniewska et al., 2018). Bij gebrek aan beter informatie over het verstoringsgedrag is besloten om als *worst case* benadering aan te nemen dat dieren zich tijdens het zwemmen steeds ophouden op de diepte waarbij de SELss het hoogste is.
- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich op een afstand R_n van de heilocatie.
- Wanneer het blootstellingsniveau (SELss) op die locatie de drempelwaarde voor mijdingsgedrag overschrijdt, zwemt het dier tijdens het heien in een rechte lijn weg van de heilocatie.
- Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, op basis van Kastelein et al. (2018).
- Voor zeehonden is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, zoals aangenomen als maximumsnelheid in AgentSeal (Chudzinska et al., 2021), en waargenomen door WMR in het Borndiep (Brasseur & Aarts 2019).
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de SELss als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Om te bepalen of een dier de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend over de periode van het heien van een funderingspaal. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemscenario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. In navolging van de technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren van de US National Marine Fisheries Service (NMFS, 2016) en de wetenschappelijke publicatie van Southall et al. (2019) wordt de voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen SEL_{CUM} berekend en vergeleken met een frequentiegewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS.

***Worst case* scenario voor berekeningen**

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m,

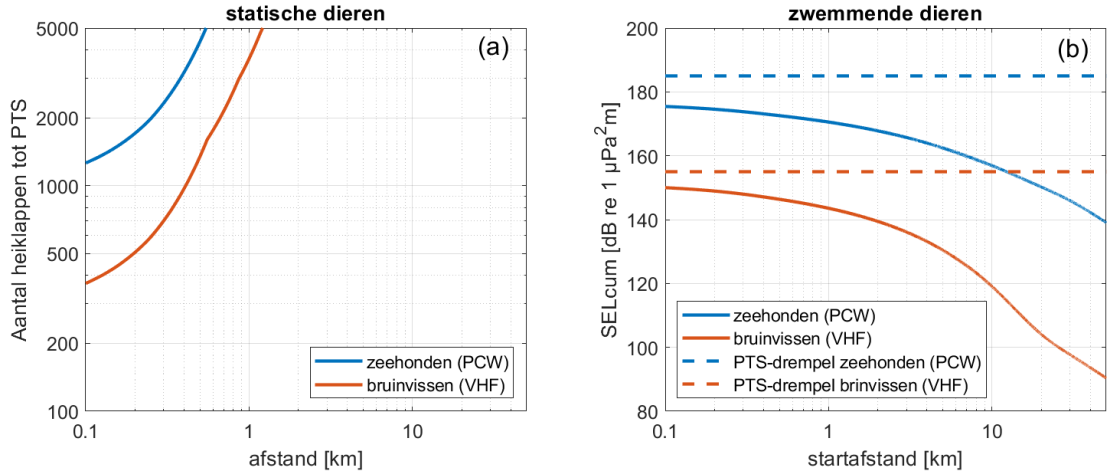
dieren wegzwemmend in Noordelijke richting), omdat daar het propagatieverlies van het heigeluid het laagste is. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele 'slow start', waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het *worst case* scenario voor de berekening van de kans op PTS.

Parameter	waarde
Zoekgebied	5
Locatie (lat, lon, WGS84)	54,2506 N; 5,556 E
Waterdiepte	39 m
Geluidnorm: ongewogen breedband SEL_{SS} (750m)	168 dB re 1 µPa^{2}s
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Verstoringsafstand bruinvissen	29,7 km
Verstoringsafstand zeehonden	10,6 km
Zwemsnelheid bruinvissen	2 m/s
Zwemsnelheid zeehonden	2 m/s

Resultaat *worst case* berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. Bijlagefiguur 2.1a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heilocatie bevinden (550 m of minder voor zeehonden en 1,2 km voor bruinvissen) en niet wegzwemmen gedurende de blootstelling aan het geluid van een serie heiklappen (meer dan 350 voor bruinvissen en meer dan 1250 voor zeehonden). Vanwege de werkzaamheden op de heilocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heilocatie ophouden. In combinatie met de *worst case* aannamen dat er geen slow start is en dat de dieren geen mijdingsgedrag vertonen, is de kans dat een bruinvis of zeehond PTS oploopt dus al klein.



Bijalgefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL_{CUM}, vhf-gewogen voor bruinvissen en pcw-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden. Beide voor het hier beschouwde *worst case* scenario (zie Bijlagetabel 2.1).

Bijlagefiguur 2.1b laat zien dat de kans op PTS helemaal verdwijnt wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag)[18]. In dat geval overschrijdt de cumulatieve blootstellingsdosis nergens de PTS-drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden.

Conclusie

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

[18] Drempelwaarden voor een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel (TTS) bedragen 140 en 170 dB voor respectievelijk bruinvissen en zeehomden. Dit betekent dat er een kans op TTS bij bruinvissen is tot een afstand van ca. 2 km van de heilocatie en bij zeehonden op minder dan 1 km van de heilocatie.

BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCHE SURVEYS

Beschrijving scenario's
Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voorafgaand aan de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar voor turbinefunderingen en platforms wordt geheid, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Bij de berekeningen is als scenario voor de geofysische survey aangenomen dat dit uit 4 deelscenario's bestaat:
1 Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark;
2 Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels;
3 Globale survey van het kabeltracé;
4 Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark:
- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km^2 per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse wisseling van de bemanning, die in deze studie is genegeerd). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 (km^2).
- Aangenomen is dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het windpark (aanleg van de windturbines) wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescansonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km^2 gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sparker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km^2 verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels:
- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voorafgaand aan aanleg park (conform Gemini). Hier is uitgegaan van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé:
- Het betreft een survey van het tracé van windenergiezoekgebied naar land. Daarbij zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt, en daarmee van de lengte van de het tracé, die (waarschijnlijk) niet zullen overeenkomen met wat in werkelijkheid is/wordt gerealiseerd. Daarnaast wordt ook een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strookbreedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het park (geschatte waardes in Bijlagetabel 3.3).
- Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het windpark.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Sub-bottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1-2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven

(locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier is voor de sub-bottom profiler een typische effectafstand van 1 km gehanteerd (zie Bijlagetabel 3.5).
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km^2 gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten'). Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km^2 verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé:
- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel). Er zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt en daarmee van de lengte van het kabeltracé (zie hiervoor).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het windpark.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3.5). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er is van uit dat per dag 10 km^2 gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij wordt de eventuele bijdrage van de inzet van sparkers tijdens de laatste 3 km en de kust en rond de locatie van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied komt het neer op ~36 km^2 verstoringsoppervlak per dag.

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3.1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3.2).

Bijlagetabel 3.1 Schema geofysische survey per park.

Wanneer	**Activiteit**	**Verstoringsoppervlak per dag (km^2)**
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3.2 Schema geofysische survey per kabeltracé.

Wanneer	**Activiteit**	**Verstoringsoppervlak per dag (km^2)**
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Aangenomen is dat het aantal dierverstoringsdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is. Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).
De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 3.3 en 3.4.

Met de hiervoor weergegeven uitgangspunten wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee geschat op 61.622 (uit tabellen G.3 en G.4). Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3.3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Zoekgebied	Oppervlak	Aantal dagen survey	Verstoringsoppervlak per dag (km^2)	Dichtheid voorjaar (ind/km^2)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 3	61	6	84	0,71	365
Borssele 4 - Blauwwind	61	6	84	0,71	362
Borssele 1	56	6	84	0,80	375
Borssele 2	56	6	84	0,73	344
Borssele Site V -Two towers	1	0,1	84	0,75	4
Hollandse Kust Zuid Holland I	52	5	84	1,12	488
Hollandse Kust Zuid Holland II	52	5	84	1,07	469
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	94	9	84	1,42	1121
Hollandse Kust Zuid Holland III	54	5	84	1,04	471
Hollandse Kust Zuid Holland IV	54	5	84	1,08	491
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	140	14	84	1,09	1.284
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	70	7	84	0,80	472
IJmuiden Ver	400	40	84	0,95	3.184
Hollandse Kust West zuidelijke punt	70	7	84	1,07	631
IJmuiden Ver Noord	200	20	84	0,97	1.627
Zoekgebied 2 Zuid	400	40	84	1,02	3.435
Zoekgebied 5 Oost origineel	400	40	84	0,77	2.595
Zoekgebied 1 Zuid	200	20	84	0,80	1.337
Zoekgebied 2 Noord	400	40	84	1,07	3.610
				totaal	22.664

Bijlagetabel 3.4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys. Er is van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen[19].

Transformator-platform	Lengte tracé naar land (km) (inschatting)	Breedte tracé (km) – inschatting	Oppervlak tracé (km^2)	aantal km^2 survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag (km^2)	Dichtheid voorjaar (ind/km^2)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 1&2	61	1.2	73	10	7	36	0,71	187
Borssele 3&4	68	1.2	82	10	8	36	0,71	209
HK-ZH I&II	48	1.2	58	10	6	36	0,71	147
HK N	20	1.2	24	10	2	36	0,71	61
HK-ZH III&IV	40	1.2	48	10	5	36	0,71	123
HKW alpha & beta	87	1.2	104	10	10	36	0,71	534
TNW	120	1.2	144	10	14	36	0,97	503
IJmuiden Ver alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
HKW-Z	80	1.2	96	10	10	36	0,71	245
IJmuiden Ver Noord	200	1.2	240	10	24	36	0,71	613
Zoekgebied 2 Zuid alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
Zoekgebied 5 Oost alpha & beta	133 × 2	1.2	160	10	16	36	0,97	1.115
Zoekgebied 1 Zuid	238	1.2	286	10	29	36	0,71	730
Zoekgebied 2 Noord alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
							totaal	8.148

Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringsafstand voor verschillende type systemen die in deze surveys worden gebruikt (zie hierna 'Akoestische eigenschappen van geofysische surveys'). Deze resulterende effectafstanden zijn samengevat in onderstaande Bijlagetabel 3.5.

[19] Er is in de berekeningen van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen en dat de oppervlakte slechts eenmaal meetelt. Als ervan wordt uitgegaan dat de kabels op enig afstand van elkaar liggen en dat de oppervlakte dus moet worden verdubbeld, wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys geschat op 72.280, in plaats van de nu genoemde 61.622. Dit komt overeen met ca. 4% (in plaats van 2,4%) van het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken, wat nog steeds een verwaarloosbaar kleine bijdrage is.

Bijlagetabel 3.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringsafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	**Voorbeeld systeem**	**Maximale geschatte effectafstand**	
		Bruinvis	**Zeehonden**
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHZ (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Bijlagefiguur 3.1)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden; bij secundaire frequenties is de verwachte effectafstand verwaarloosbaar klein
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)

Deze schattingen van de maximale effectafstand zijn om diverse redenen onzeker. Zowel de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden als voor de schatting van de geluidniveaus zijn gebaseerd op ruwe aannamen op basis van zeer beperkt beschikbare gegevens. Omdat bij de ontwikkeling van KEC 4.0 onvoldoende openbare informatie beschikbaar was om de schattingen te verbeteren zijn dezelfde verstoringsafstanden gehanteerd als in KEC 3.0.

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte multi -beam echosounders en side scan sonars zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) die niet hoorbaar zijn voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijv. Crocker et al., 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn. ‘parametrische sub-bottom profiler’, genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerdere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 µPa·m bedraagt. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 µPa·m. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Melen 1977). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier uitgegaan van een typische SL = 240 dB re 1 µPa·m op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 µPa·m uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van t_{puls} ~ 0,04-30 ms. Hier wordt uitgegaan van een *source level energy* (SLE) binnen de hoofdbundel van SLE = SL + 10*log10(t_{puls} / 1s) dB ~ 187 dB re 1 µPa^2·m^2·s. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en

tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

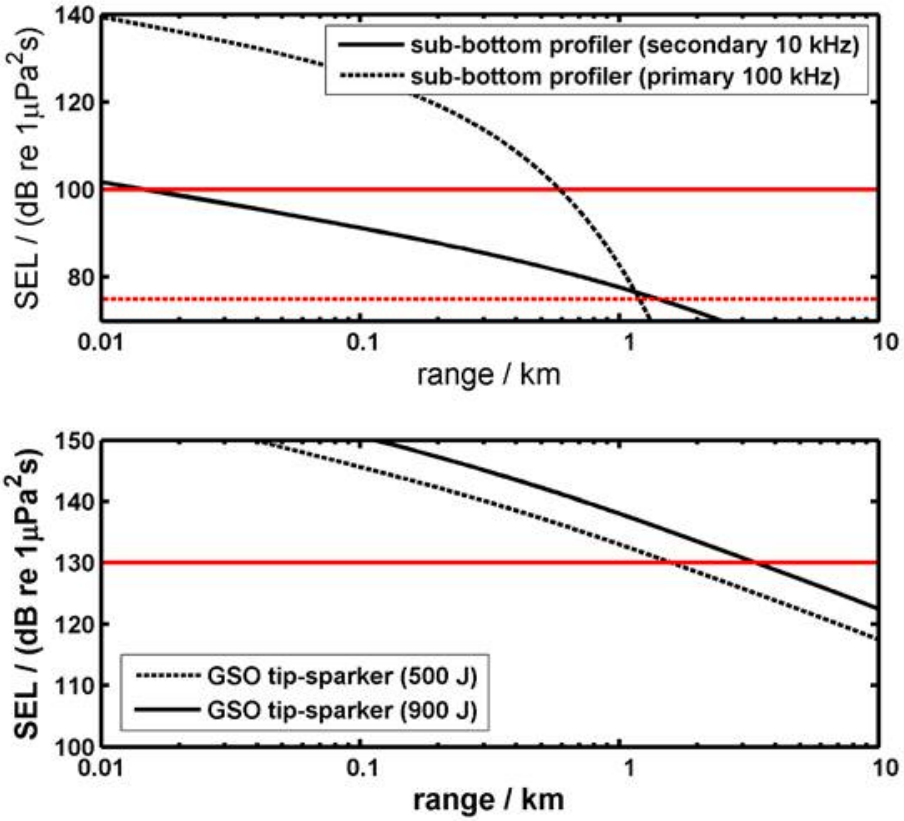
Sparkers zijn systemen die luchtbellen genereren aan de hand van elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Hierdoor ontstaat een luchtbel wat een breedbandig impulsgeluid genereert met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018). Het bronniveau is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SLE ~ 167-181 dB re 1 μPa^2m^2s (500 J) en SLE ~ 179-186 dB re 1 μPa^2m^2s (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waardes. De bandbreedtes van de gegeneerde puls zijn BW_{-3dB} ~ 1.2-1.9 kHz (500 J), en BW ~ 3.2 kHz (1000 J) (Crocker et al., 2018). Deze signalen worden in de onderstaande berekeningen grof benaderd door een signaal van 1 kHz met bovengenoemde SLE aan te nemen. Voor directionaliteit nemen we aan dat het vergelijkbaar is met een enkele airgun pulse.

Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringsdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann 2017) en zijn in Bijlagetabel 3.6 samengevat.

Bijlagetabel 3.6 SELss drempelwaardes voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door geofysische geluidbronnen bij verschillende frequenties, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

	bruinvis	**zeehond**
Frequentie / kHz	**SELss / dB re 1 μPa^2s**	**SELss / dB re 1 μPa^2s**
1	130	130
10	100	100
100	75	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrisch en zgn. 'mode-stripping' regime voor een puntbron (Volgens 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee). De effectafstanden in Bijlagetabel 3.5 corresponderen met de drempelwaardes die zijn weergegeven in Bijlagefiguur 3.1.



Bijlagefiguur 3.1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secondaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke verstoringsdrempels aan (uit Bijlagetabel 3.6).

Referenties

Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.

Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.

de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann, 2017. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.

Moffett, M.B. & R.H. Mellen, 1977. Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.

Bijlage 6
Achtergrondrapportage scheepvaartveiligheid



BETTER SHIPS, BLUE OCEANS

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL GAMMA

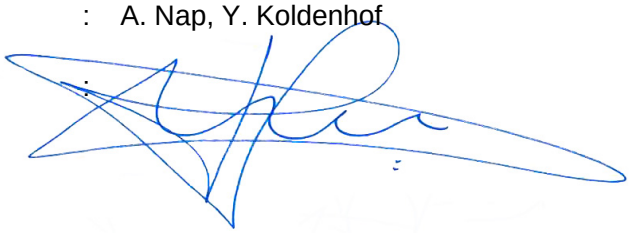
Rapport nr. : **34651-1-MO-rev.1.2**
Datum : **1 juli 2024**
Versie : **Eindrapport**

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL GAMMA

Opdrachtgever : Pondera Consult B.V. Hengelo

Gerapporteerd door : A. Nap, Y. Koldenhof

Paraaf management :



Versie	Datum	Status	Gecontroleerd door
0.1	20 april 2023	Concept	
1.0	23 juni 2023	Concept	
1.1	18 juli 2023	Definitief	
1.2	1 juli 2024	Definitief – aanvullingen literatuur gevolgschade + effectiviteit mit. maatregelen	

INHOUD **PAGINA**

1 INTRODUCTIE 1

2 DOELSTELLING 2

3 WERKWIJZE 3
3.1 SAMSON 3
3.2 Effect van het windpark 4
3.3 Modelinvoer en uitgangspunten 5
3.3.1 Verkeer 5
3.3.2 Gebruikte modellen 8
3.4 Gevolgschade 8
3.4.1 Schade aan windturbine en schip 9
3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel 10
3.4.3 Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade 11
3.4.4 Literatuurstudie naar gevolgschade 13
3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten 15

4 RESULTATEN 16
4.1 Configuratie 16
4.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied 17
4.3 Gevolgschade 20
4.3.1 Schade aan het schip 20
4.3.2 Schade aan de windturbines 20
4.3.3 Persoonlijk letsel 21
4.4 Effecten zichtlijnen kruisend verkeer 22
4.5 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur 25
4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico 25

5 MAATREGELEN 26
5.1 Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid 26
5.1.1 AIS-basestation, radar, VHF-antenne, RDF en CCTV 26
5.1.2 Vessel Traffic Management/Monitoring (VTMon) [Ref 11.] 26
5.1.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken [Ref 11.] 27
5.2 Mitigerende maatregelen 27
5.2.1 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) [Ref 11.] 27
5.2.2 Extra SAR-capaciteit [Ref 11.] 28
5.2.3 Oliebestrijding [Ref 11.] 28
5.2.4 Fysieke beveiliging windparken 28

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 29
6.1 Conclusies 29
6.2 Aanbevelingen 29

REFERENTIES 30

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL GAMMA A-1

APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.] B-1

APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030 ..... C-1

1 INTRODUCTIE

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van CO_2-emissies, en daarmee samenhangend, het produceren van duurzame energie. Belangrijke stappen zijn gezet met het Energieakkoord voor duurzame groei uit 2013. Vervolgens is met het Energierapport, de daaropvolgende Energiedialoog en de Energieagenda een basis gelegd voor het energiebeleid voor de langere termijn, richting 2050. Windenergie op zee speelt daarin een prominente rol.

Nederland heeft in dit kader het voornemen om windparken te realiseren in verschillende kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer uit de kust in de Noordzee, ter hoogte van IJmuiden. Naar verwachting worden de windparken in de periode rond 2029 in gebruik genomen.

De aanwezigheid van een offshore windpark heeft consequenties voor het scheepvaartverkeer nabij dit windpark. Een windpark heeft een direct effect op de verkeersveiligheid door het aanvaar- of aandrijfrisico van de turbines door schepen. Sommige schepen zullen daarnaast alternatieve routes kiezen of omvaren, resulterend in veranderingen in transportkosten en emissies. De veranderingen van de verkeersstromen rond het windpark kunnen bovendien resulteren in een verandering van het aanvaarrisico van schepen onderling (indirect effect).

De afgelopen jaren zijn er door MARIN verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: “cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart” [Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn o.a. met behulp van het veiligheidsrekenmodel SAMSON verschillende berekeningen uitgevoegd [Ref 11.]. In 2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Binnen de voorliggende studie is gebruikt gemaakt van de verkeersdatabase uit laatstgenoemde studie.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt, in overleg met de opdrachtgever (Pondera), Rijkswaterstaat (RWS) en EZK, gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van beide bovengenoemde MARIN studies. Voor een volledig beeld is de management samenvatting van de meest recente studie in zijn geheel opgenomen in de bijlage van dit rapport (APPENDIX 2).

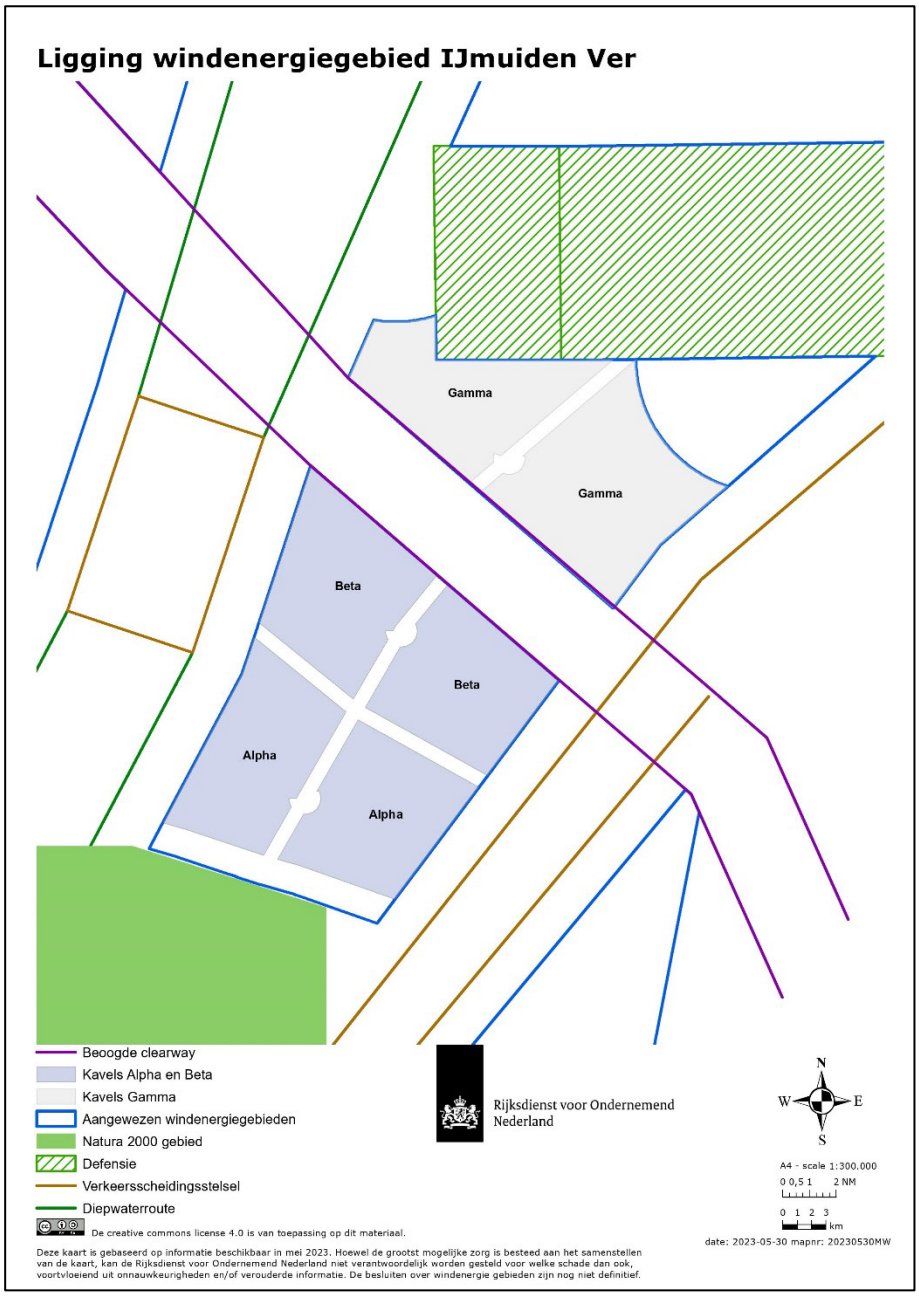
Het noordelijke deel van windenergiegebied IJmuiden Ver bestond in het oorspronkelijke ontwerp uit 2 kavels V en VI die inmiddels zijn samengevoegd tot één kavel: kavel Gamma. Dit rapport beschrijft de veiligheidsstudie voor Kavel Gamma binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver die MARIN in opdracht van Pondera heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportage (MER) Wind op zee –IJmuiden Ver Kavel Gamma die door Pondera wordt opgesteld.

De opbouw van dit rapport is als volgt:

- Hoofdstuk 2 bevat de doelstelling van deze studie.
- In Hoofdstuk 3 is geschetst hoe de veiligheidsstudie is opgezet, welke informatie nodig is en waar deze informatie vandaan komt.
- De resultaten van de veiligheidsstudie voor het windenergiegebied worden gegeven in Hoofdstuk 4.
- In Hoofdstuk 5 wordt ingegaan op eventuele maatregelen die het risico voor de scheepvaart kunnen verkleinen.
- Hoofdstuk 6 bevat de conclusies en aanbevelingen van de studie.

2 DOELSTELLING

Het doel van de studie is om voor één inrichtingsvariant van Kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver de risico's voor de scheepvaart te bepalen. Kavel Gamma betreft de gebieden weergegeven als kavels V en VI in Figuur 2-1. Dit wordt gedaan door de aanvaar- en aandrijffrequenties van de windturbines te bepalen.



Figuur 2-1 Kavels in windenenergiegebied 'IJmuiden Ver

3 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk wordt de generieke werkwijze bij veiligheidsstudies voor windparken beschreven. In paragraaf 3.3 worden tevens de modelinvoer en uitgangspunten uiteengezet zoals deze gebruikt worden in deze studie.

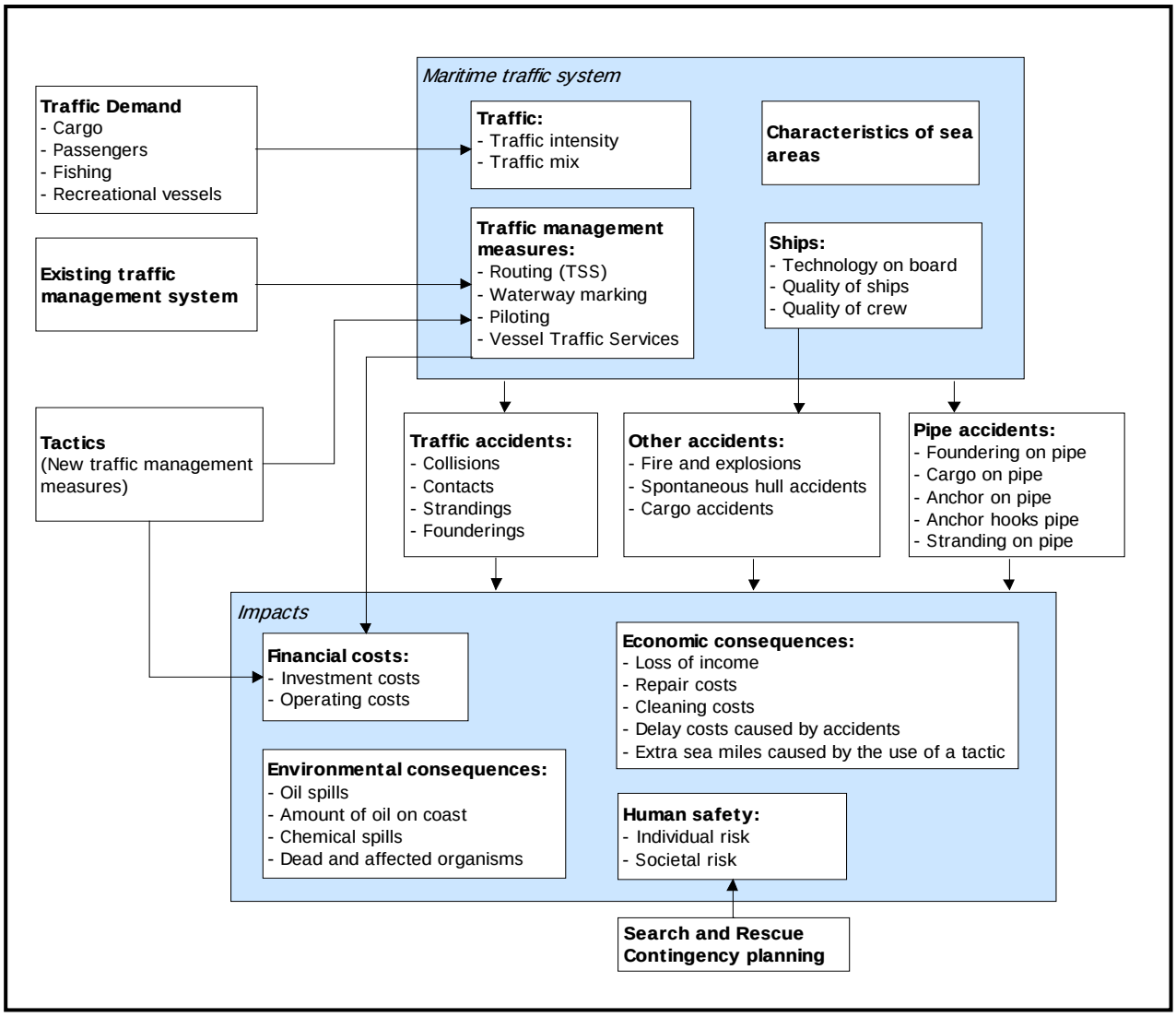
3.1 SAMSON

Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van maatregelen ten aanzien van de scheepvaart.
De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten.
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen.
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor Directoraat-Generaal Goederenvervoer (nu Directoraat-Generaal Luchtvaart en Maritieme Zaken) en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. Een algemene beschrijving van het model kan worden gevonden in [Ref 1.]. In de executive summary van POLSSS, Policy for Sea Shipping Safety [Ref 2.], wordt beschreven op welke wijze SAMSON gebruikt is om de kosten en gevolgen van een groot aantal beleidsmaatregelen te voorspellen. Een globale beschrijving van SAMSON wordt ook weergegeven op: https://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/SAMSON.

In Figuur 3-1 wordt het systeemdiagram weergegeven van het SAMSON-model, vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok “Maritime traffic system” (rechtsboven) bevat vier sub-blokken. Deze vier sub-blokken beschrijven het verkeersbeeld; het aantal scheepsbewegingen, de scheepskenmerken (lengte etc.) en de lay-out van het zeegebied. De ongevalskansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok “Impacts” bevat de sub-blokken waarmee de consequenties bepaald worden van de ongevallen.



Figuur 3-1 Systeemdiagram SAMSON

3.2 Effect van het windpark

De aanleg van een windpark heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windpark, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windpark op minimaal 500 meter afstand passeren op basis van het Zeerechtverdrag. Dit betekent dat dit schip hinder ondervindt van het windpark. Er zijn echter meer gevolgen. Doordat het schip een andere route neemt krijgen de scheepvaartroutes buiten het windpark een hogere (misschien fractionele) intensiteit. Als gevolg van de hogere intensiteiten op deze routes is het de verwachting dat het aantal ontmoetingen en dus ook het aantal ongevallen toeneemt. Bovenstaande effecten worden de “indirecte” gevolgen genoemd.

Er treden echter ook nieuwe typen ongevallen op (directe gevolgen), namelijk aanvaringen en aandrijvingen met een windturbine van het windpark. In SAMSON worden dit soort ongevallen aangeduid met respectievelijk *rammen* en *driften*:

- Rammen (aanvaring) is het gevolg van een navigatiefout, wanneer de navigator van een schip, dat op ramkoers ligt met een windturbine van het windpark, niet of te laat reageert. Een navigatiefout kan verschillende oorzaken hebben, zoals; onwetendheid, het niet zien van het windpark, het niet aanwezig zijn op de brug, onwel worden en niet kunnen reageren etc. De snelheid bij de aanvaring is relatief hoog (70/80% van de vaarsnelheid).

- Driften (aandrijving) treedt op wanneer een schip door een machinestoring niet meer manoeuvreerbaar is. In eerste instantie zal men proberen voor anker te gaan, maar indien dit niet mogelijk is, is het schip overgeleverd aan wind, golven en stroom. Een driftend schip kan vervolgens tegen een windturbine van het windpark aankomen zonder dat men dit aan boord kan voorkomen. De aanvaring is dwarsscheeps en de snelheid is gering (tussen de 3 en 5 kn).

Deze ongevallen komen voort uit het scheepvaartverkeer rondom het windpark en behoeven niet noodzakelijkerwijs tot de groep schepen beperkt te blijven die door het gebied van het windpark voeren toen dat er nog niet was.

Om de effecten van het windpark op de scheepvaart te kunnen berekenen is de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd. De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 m passeren. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van het windpark is daarom een verkeersdatabase gebruikt waarin het veranderde vaarpatroon is opgenomen. Binnen de huidige studie is hierbij de verkeersdatabase gebruikt zoals deze aangemaakt is voor een studie naar de cumulatieve effecten van alle windenergiegebieden die mogelijk aangewezen worden in 2030 en met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Vervolgens kunnen de ongevalskansmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart.

3.3 Modelinvoer en uitgangspunten

De volgende uitgangspunten (aannames), modelinput en parameters worden voor de berekeningen gehanteerd.

3.3.1 Verkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdatabase bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is en de laterale verdeling hoe het verkeer over die link verdeeld is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het “routegebonden” en het “niet-routegebonden” verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardijschepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

3.3.1.1 Routegebonden verkeer

Het *routegebonden* verkeer is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels (VSS) beweegt het grootste deel van deze schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegennetwerk op het land. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen aangezien men overal mag varen, zolang men de regels in acht neemt. Het aandeel van het verkeer dat buiten de routes vaart is echter zeer klein, aangezien de links de kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten waarbij rekening wordt gehouden met ondieptes en andere obstakels.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt in de basis gebruik gemaakt van de uitgangspunten die gebruikt zijn binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Hierbij wordt gebiedsscenario 2 gehanteerd, ook wel Routekaart 2030+ (RK2030+)’ genoemd (zie APPENDIX 3). In gebiedsscenario

2 worden naast de operationele windparken (PAWP[1], Luchterduinen, OWEZ[2] en Borssele) en de (toekomstige) windparken uit scenario 1 (HKN, HKZ, HKW, TNW, IJmuiden Ver kavels I-IV)[3], de volgende windparken worden beschouwd:

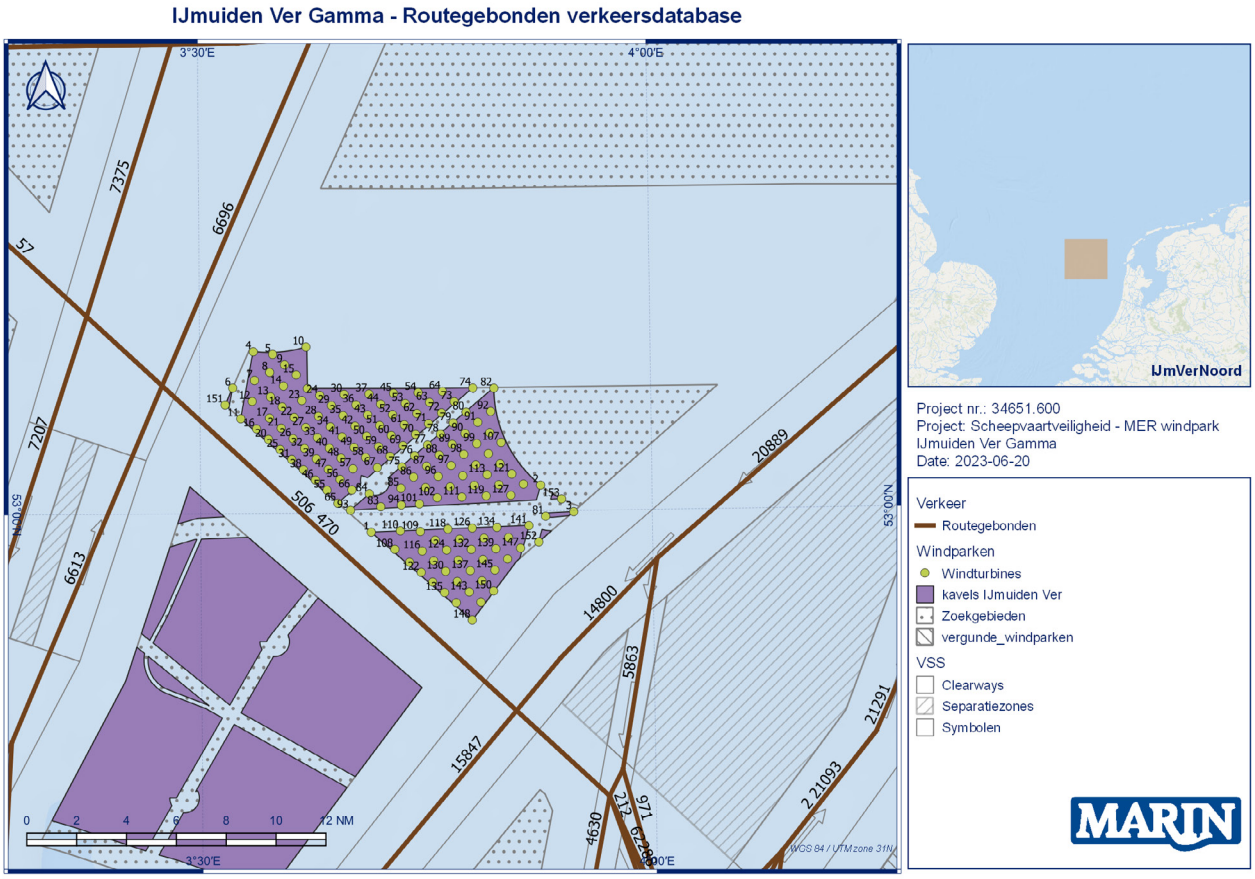
- IJmuiden Ver (noordelijke deel);
- Nederwiek (noord en zuidelijk deel);
- Lagelander (noord en zuidelijke deel);
- Doordewind.

Omdat in deze studie [Ref 12.] geen rekening is gehouden met de verkeersgroei is de verkeersdatabase gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit en eerder toegepast in de cumulatieve studie Wind op Zee 2030 [Ref 11.]. Details over de uitgangspunten met betrekking tot de groeicijfers staan vermeld in APPENDIX 3.

Naast het toepassen van de verwachte groeicijfers is binnen het huidige onderzoek (voor de m.e.r.) een andere inrichting van het windenergiegebied IJmuiden Ver gebruikt dan die gebruikt is binnen de studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.] In de studie [Ref 12.] is gebruik gemaakt van een uniform grid van turbineposities terwijl nu (binnen het onderzoek naar kavel Gamma) een gewijzigde worst-case opstelling van de turbines is meegenomen, aangeleverd door de klant.

Figuur 3-2 geeft de aangepaste verkeersdatabase voor het routegebonden verkeer weer zoals gebruikt is in de huidige studie.

1 PAWP: Prinses Amalia WindPark
2 OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee
3 HKN: Hollandse Kust Noord, HKZ: Hollandse Kust Zuid, HKW: Hollandse Kust West, TNW: Ten Noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver kavels I-IV: IJmuiden Ver (inmiddels) kavels Alpha en Beta.

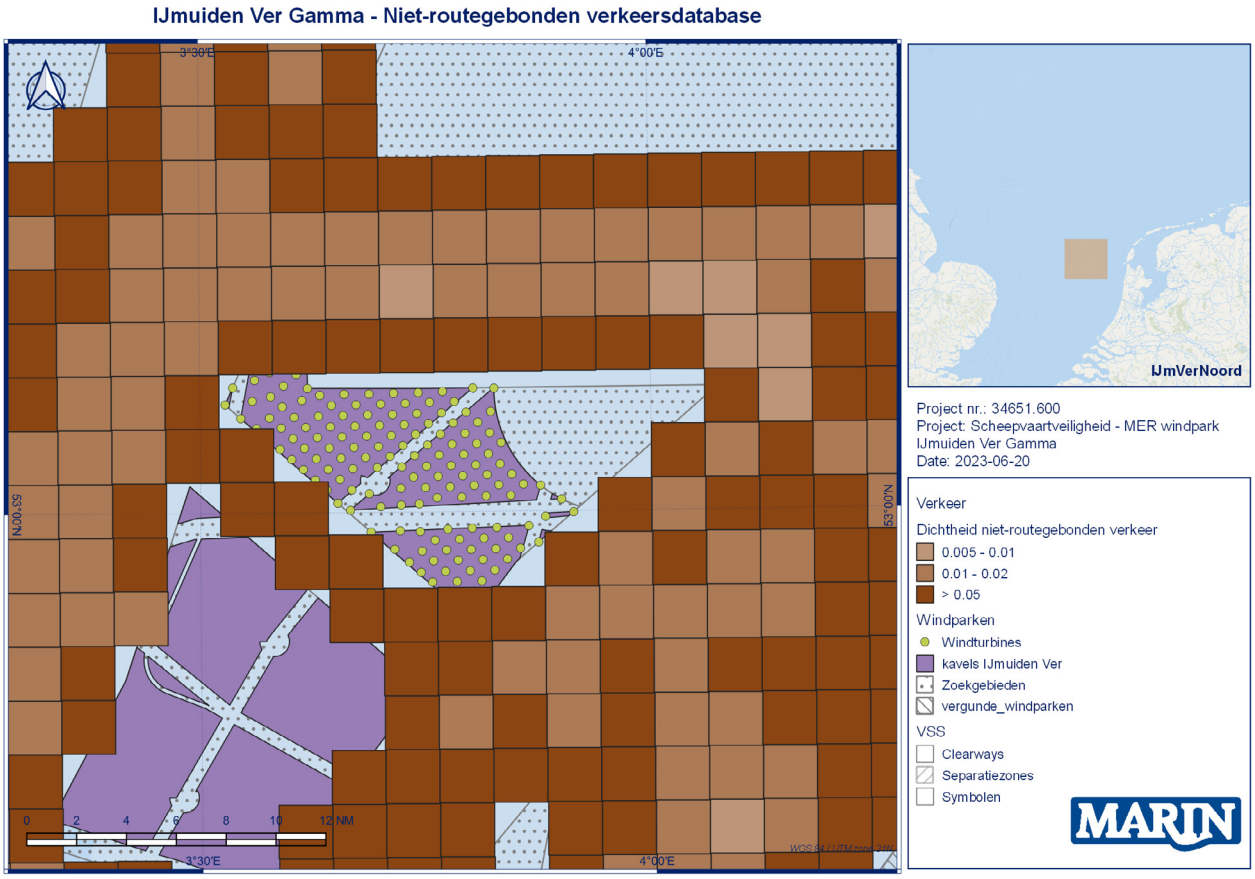


Figuur 3-2 *Verkeersdatabase routegebonden verkeer zoals gebruikt in de huidige studie (gebaseerd op de verkeersdatabase o.b.v. AIS uit 2019 gebruikt in [Ref 12.], gecorrigeerd met de groeicijfers door de Erasmus Universiteit en de definitieve locaties van de turbines)*

3.3.1.2 Niet-routegebonden verkeer

Het *niet-routegebonden* verkeer (visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart) kan niet op de voorgaande wijze worden gemodelleerd. Het gedrag van dit verkeer op zee is duidelijk anders. Men vaart niet van haven A naar haven B langs duidelijke routes, maar van haven A naar een of meerdere bestemmingen op zee en vervolgens meestal weer terug naar de vertrekhaven A. Het gedrag op zee is meestal onvoorspelbaar. Vissers varen bovendien vaak heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer door middel van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd (zie Figuur 3-1).

De gemiddelde dichtheid in de 4 x 4 km gridcellen is gebaseerd op een analyse van de AIS-data over 2019. Hiervoor is gebruik gemaakt van dezelfde database als gebruikt in [Ref 12.]. Net als het routegebonden verkeer zijn ook deze cijfers gecorrigeerd met de groeicijfers als berekend door de Erasmus Universiteit Rotterdam (zie APPENDIX 3). In overleg met opdrachtgever, RWS en EZK is voor het huidige onderzoek aangenomen dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart of doorvaart in passages door kleinere schepen. Dit is conform het vastgestelde beleid rond doorvaart dat is vastgesteld in het Programma Noordzee 2022-2027. Het verkeer dat zich eerst binnen de grenzen van het windenergiegebied bevond is verplaatst naar de randen rond het gebied, in overeenstemming met de uitgangspunten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Daardoor hebben sommige gridcellen in Figuur 3-1 geen of erg lage dichtheid ter hoogte van windparken.



Figuur 3-1 Niet-routegebonden verkeersdatabase o.b.v. AIS-data uit 2019 [Ref 12.]

3.3.2 Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende ongevallen. Om het effect van het windpark IJmuiden Ver kavel Gamma voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van de windparken wordt het aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor worden de volgende modellen gebruikt: Contact met een vast object (windturbine):

- als gevolg van een navigatiefout (rammen);
- als gevolg van een motorstoring (driften).

Voor de huidige studie zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van het indirecte effect, maar er is gebruik gemaakt van de resultaten van de studie naar de cumulatieve effecten uitgevoerd in 2019 ([Ref 11.]) en de update van dit onderzoek met een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]).

3.4 Gevolgschade

Als gevolg van een aandrijving of een aanvaring van een windturbine kan schade ontstaan, zogenaamde gevolgschade. Deze schade bestaat uit schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade als gevolg van een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel als gevolg van de aanvaring/aandrijving.

Van de schepen welke in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de maximale energie aanwezig in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen de schade aan het schip te bepalen die in aanvaring met een ander schip of een object komt. Uitgangspunt is de conservatieve aanname dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De aanwezige energie in varende of driftende

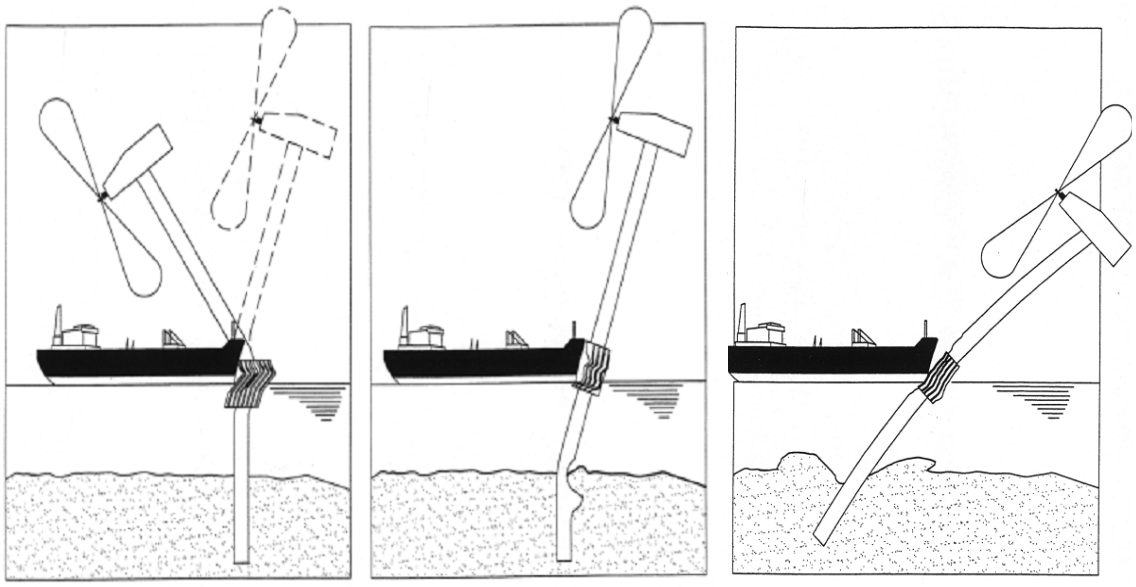
schepen is voor deze studie ook bepaald en wordt gepresenteerd per scheepstype met de daarbij behorende kansen van optreden.

3.4.1 Schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van de windturbines is begin deze eeuw onderzocht [Ref 5.]. Hieruit bleek dat bij bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. Dit wordt bevestigd vanuit recentere studies met grotere windturbines [Ref 14.]
Voor de verdere analyse van de gevolgschade worden de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden:

- **Knikken;** de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van de impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast vast blijft zitten. Tenslotte valt de turbine naar het schip toe of juist van het schip af. In het geval dat de turbine richting het schip valt kan de rotor met de gondel op het dek terechtkomen.

- **Scharnieren;** de windturbine bezwijkt door het ontstaan van een plastisch scharnier bij de “bevestiging” op de bodem van de zee. De windturbine kan als gevolg van het ontstaan van dit scharnier afbreken of wordt in zijn geheel (inclusief bodem) omvergeduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.



Figuur 3-2 Figuren van de verschillende bezwijkvormen, links betreft knikken, midden en rechts betreft scharnieren.

Welke van deze beide bezwijkvormen optreedt, is alleen op basis van een dynamische berekening vast te stellen. Experts hebben op basis van hun onderzoek de frequentie van voorkomen geschat voor de verschillende bezwijkvormen. Daar waar de effecten nog niet zijn in te schatten heeft men voor een conservatief standpunt gekozen. Zo kan de mast met gondel van het schip af of op het schip vallen. Wat in werkelijkheid gebeurt hangt van veel constructiewaarden en omgevingsfactoren af. Voor de nu uitgevoerde berekeningen wordt aangenomen dat de mast met gondel altijd op het schip valt in geval van knikken.

In Tabel 3-1 wordt een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een kleine windturbine (< 5MW) per scheepsgrootte. Ook wordt in de tabel

aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in [Ref 5.] is gebruikt. Het aangegeven 'aandeel' betreft de kans op een bezwijkvorm. Het bovenste deel van Tabel 3-1 geldt wanneer de turbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de turbine te doen knikken. Mede vanwege de grootte van de turbines zijn de nodige aandachtspunten bij toepassing van deze tabel gegeven in paragraaf 3.4.3.

Bij de frontale en de frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg van het schip, maar zal er geen ernstige schade ("Geen" in Tabel 3-1) optreden in het ladinggedeelte van het schip. De constructie van het schip voor het aanvaringsschot (voorpiekschot) is zeer stijf waardoor de schade beperkt zal blijven tot het deel van het schip voor het aanvaringsschot waar lek raken geen uitstroom tot gevolg heeft. Dit omdat er geen lading of brandstof in dit deel van het schip aanwezig is. Bij het schampen zal het zeer stijve en uitwaaierende voordek van het schip de energie zonder veel schade opvangen. Wel kan er schade ontstaan aan het dek, in het geval de mast en/of gondel op het dek valt.

Tabel 3-1 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip.

Bezwijk-vormen	Scheepsgrootte (GT)	**Aanvaring (rammen)**						**Aandrijving (driften)**					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenschips (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
			Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos[4]	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
Schar-nieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel is voor een aanvaring/aandrijving te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 3-1).
Voor de windturbines zijn de frequenties van de verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende schade in termen van persoonlijk letsel is bepaald. Hierbij is uitgegaan van een aantal worst-case benaderingen.

[4] GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

Uitgaande van het aantal aanvaringen/aandrijvingen zijn de volgende rekenslagen per scheepstype en -grootte gemaakt:

- Aantal aanvaringen/aandrijvingen wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende kans op een bepaalde bezwijkvorm.
- Vermenigvuldiging met de kans voor die bezwijkvorm dat de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in de Tabel 3-1). Aangezien niet bekend is wat de kans is dat de mast op het schip valt, dan wel van het schip af valt wordt hier met een factor 1 gerekend, dus met het worst-case scenario dat de mast altijd op het schip valt.
- Vermenigvuldiging met het beschadigingsgedeelte van het dek. Hierin zitten twee worst-case benaderingen, namelijk;
    - De mast valt geheel op het schip. Bij het schampen zal echter de mast vaak schuin over het dek kantelen.
    - Het oppervlak van de mast inclusief het volledige rotorblad wordt genomen, dus alsof de windturbine al draaiend intact op het dek valt.
- Vermenigvuldiging met de kans dat iemand zich bevindt op het beschadigde gedeelte. De kans dat een persoon zich ergens aan dek bevindt wordt op 10% geschat. Waarschijnlijk een conservatieve schatting omdat in de praktijk beperkt aan dek wordt gewerkt bij de schepen die in staat zijn om de turbine te laten knikken. Deze 10% bevat ook de mensen die indirect worden getroffen door het doorwerken van de dekschade tot de ruimtes daaronder waarin personen aanwezig zijn.
- Vermenigvuldiging met het aantal personen aan boord; immers de kans is voor ieder persoon afzonderlijk bepaald.

De mate van impact en schade aan het schip bepaalt het aantal personen dat in gevaar komt. Nu wordt wel een inschatting gemaakt van het aantal personen dat gevaar loopt als gevolg van het vallen van de rotor maar niet bekend is in hoeverre de impact zorgt voor zinken van het schip en daarmee verdrinkingen, penetratie van de hutten (bemanning en passagiers) of overboord slaan. Het risico van deze kennisleemten is dat de genoemde effecten nu niet volledig in beeld kunnen worden gebracht.

3.4.3 Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade

De modellering en de schadematrix zoals hierboven beschreven in 3.4.1 en 3.4.2 geven een weergave van de modellering zoals deze tot nu toe gebruikt zijn binnen m.e.r. studies naar scheepvaartveiligheid rondom windparken, zoals windparken Hollandse Kust, Borssele, Ten Noorden van de Wadden en IJmuiden Ver Kavels I t/m IV (thans kavels Alpha en Beta).

Binnen de studie naar de cumulatieve effecten van alle parken samen op de scheepvaartveiligheid [Ref 11.] is geconcludeerd dat de onderzoeken naar de gevolgschade uitgevoerd in 2005, niet meer volledig de huidige situatie beschrijven en dat er bepaalde scenario's onderbelicht zijn door schaalvergroting van windturbines en het niet beoordelen van effecten op kleinere schepen. Concreet is destijds in deze studie de volgende aanbeveling opgenomen:

*"Schademodel**;** door schaalvergroting van de windmolens in combinatie met de drifteigenschappen van schepen met zeer grote windvang zoals ultra grote cruise en containerschepen wordt aanbevolen om meer onderzoek te doen naar de gevolgen van een aanvaring/aandrijving van een schip met een windturbine. Hierbij is niet alleen de schade aan de windturbine belangrijk, maar ook het risico voor bemanning en passagiers, de schade aan het schip en mogelijke milieuverontreiniging."*

Aanvullend onderzoek naar de gevolgschade bij schip-turbine aanvaring zijn onderdeel van het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) van Rijkswaterstaat. Dit programma loopt tot 2029 en een eerste onderzoek naar de gevolgschades aan

een grotere 10MW windturbine is afgerond [Ref 14.]. Vervolgonderzoek met grotere windturbines en modelvalidatie zijn uitgevoerd. Kanttekeningen die op basis van het onderzoek uit 2020 [Ref 14.] bij de gebruikte schadematrix gemaakt kunnen worden zijn:

- Een observatie vanuit het onderzoek is dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als driftend alleen tot plastische vervorming van de windturbine leidt en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard.

- Een groot driftend passagiersschip of containerschip (beide >100000GT) kunnen mogelijk onder bepaalde condities leiden tot schade aan de turbine waarbij de gondel op het schip valt. Eliminatie van aannames en een volledig 3D FE mode[5]l is nodig om hier met meer zekerheid conclusies uit te kunnen trekken en om te voorkomen dat deze resultaten het gevolg zijn van de beperkingen van de FE modellering. De gebruikte schadematrix voorziet momenteel niet dat driftende grote schepen kunnen leiden tot een op het schip vallende gondel.

Daarom is bij de beschreven indicatieve gevolgschades in deze paragraaf aangegeven welke verwachting bestaat ten aanzien van de gekwantificeerde gevolgschade, is deze conservatief of juist niet.

Schade aan de turbine
De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de schadematrix een driftend schip van 1600GT al schade zou kunnen aanbrengen verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. Dit wordt ook bevestigd door het onderzoek dat door HVR engineering in 2020 is uitgevoerd [Ref 14.]. De gehanteerde schadematrix is daarmee voor schade aan de turbine conservatief van aard.

Schade aan het schip
De verwachting is dat het schampen van een grotere 15 MW-windturbine wel degelijk grotere gevolgen kan hebben voor het schip. De sterkere, uitstekende constructieonderdelen van windturbines zouden de zwakkere scheepshuid kunnen doorboren. In de driftsituaties waar schade aan de scheepshuid wordt voorzien, is de verwachting dat de schade toeneemt. Afhankelijk van het type schip en locatie van de impact kunnen dit soort driftsituaties schade veroorzaken. Milieuschade door het lekraken van een brandstoftank of persoonlijk letsel wanneer bemannings- en passagiershutten zich direct achter de scheepshuid bevinden.

Uitgangspunt in de meeste onderzoeken is dat de windturbine niet operationeel is op het moment dat een schip te dicht nadert. Met het in de windparken aanwezige veiligheidssysteem kan de draaiende rotor worden gestopt op het moment dat een schip te dicht nadert. Falen van dit systeem wordt niet meegenomen in de omschreven kwantificering van de gevolgschade.

Persoonlijk letsel
Het uitgangspunt in deze studie en eerdere studies is dat persoonlijk letsel alleen te verwachten is wanneer de gondel met mast op het schip valt (“Gosmos” in Tabel 3-1). Daarmee wordt geen rekening gehouden met persoonlijk letsel die kan ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de huidige schadematrix een varend schip van 1000GT al kan zorgen voor

[5] FE model – Finite Element model

een vallende gondel op het schip, verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard voor persoonlijk letsel als gevolg van de vallende gondel.

Ladinguitstroom
De verwachting is dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken met substantieel meer uitstroom tot gevolg. Momenteel ontbreekt het aan onderzoeksresultaten op basis waarvan het effect van grotere turbines kan worden gekwantificeerd. Daarom is ervoor gekozen de uitstroom van bunker en landing olie niet op te nemen in dit rapport. De onzekerheid over de uitgangspunten van de bestaande modellering binnen SAMSON zijn “te groot” om een betrouwbaar resultaat te geven. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

3.4.4 Literatuurstudie naar gevolgschade

Binnen het MOSWOZ programma is in 2019 een literatuurstudie uitgevoerd om internationaal te bezien wat de laatste stand van zaken is ten aanzien onderzoek naar schip-turbine aanvaringen/aandrijvingen [Ref 20.]. Deze literatuurstudie ligt ten grondslag aan later onderzoek dat is en wordt uitgevoerd binnen het MOSWOZ programma. Alle bruikbare onderzoeksresultaten van het onderzoek binnen het MOSWOZ programma is meegenomen in voorliggend onderzoek naar scheepvaartveiligheid. De literatuurlijst uit de uitgevoerde literatuurstudie is de volgende:

[1]. van Rooij, J.H.A.: “SAFESHIP Reduction of Ship Collision Risks for Offshore Wind Farms et al. NNE5/2001/521 - Evaluation of the practical applicability and design aspects of potential risk reducing technical measures for Offshore Wind Turbines and High Voltage Transformer Stations” Deliverable number 2. Hessels & van Rooij Engineering B.V., date: 25th of January 2005.

[2]. GWEC: “Global Wind Statistic 2017”. Global Wind Energy Council, available online: https://gwec.net/wp-content/uploads/vip/GWEC_PRstats2017_EN-003_FINAL.pdf, date: 14th of February 2018

[3]. Moulas, D. et al.: “Damage analysis of ship collisions with offshore wind turbine foundations”. Ocean Engineering 143 (2017) 149-162, Elsevier, date: 9th of March 2017.

[4]. Köller, J. et al.: “Offshore Wind Energy – Research on Environmental Impacts”. (Book) Springer, date: 2006.

[5]. GL Wind Energie: “Guidelines for the Certification of Offshore Wind Turbines”, GL Wind 2005, date: 2005.

[6]. NORSOK STD: “Design of steel structures, N-004”, Standards Norway, date: October 2004.

[7]. DNV-GL: “Support structures for wind turbines, DNVGL-ST-0126”, DNV-GL, date: April 2016.

[8]. DNV-GL: “Support structures for wind turbines, DNVGL-ST-0437”, DNV-GL, date: November 2016.

[9]. DNV-GL: “Structural design against accidental loads, DNVGL-RP-C204”. DNV-GL, date: 2018.

[10]. BSH: “Design of offshore wind turbines, BSH-7005”. The Federal Maritime and Hydrographic Agency of Germany, date: 2007.

[11]. IEC: “Wind turbines – Part 3: Design requirements for offshore wind turbines, IEC 61400-3-1:2019”. IEC, date: 2019.

[12]. Presencia, C. E.: “Risk analysis of maintenance ship collisions with offshore wind turbines”. et al. International Journal of Sustainable Energy, 37:6, 576-596, Taylor & Francis, date: 27th of October 2016.

[13]. Christensen, F. C.: “Ship collision risk for an offshore wind farm”. Structural Safety and Reliability: et al. Proceedings of the Eight International Conference, ICOS-SAR. Vol. 1, date: 2011.

[14]. Pire, T. et al.: “Analytical formulations to assess the energy dissipated at the base of an offshore wind turbine jacket impacted by a ship”. Marine Structures 59 (2018) 192-218, Elsevier, date: 15th of January 2018.

[15]. Yu, Z. et al.: “Analysis and design of offshore tubular members against ship impacts”. Marine structures 58 (2018) 109-135, Elsevier, date: 6th of October 2017.

[16]. Yu, Z. et al.: “A review of structural responses and design of offshore tubular structures subjected to ship impacts”. Ocean Engineering 154 (2018) 177-203, Elsevier, date: 22nd of January 2018.

[17]. Jones, N.: “Structural impact”. (Book) Cambridge University Press, date: 1997.

[18]. van Rooij, J.H.A.: “Investigation of the effect of ship impact on a monopile foundation for a windturbine.” Doc.: 075R011 rev. 2, Hessels & van Rooij Engineering B.V., date: 22nd of December 2000.

[19]. Bela, A. et al: “Ship collision analysis on offshore wind turbine monopile foundations”. Marine structures 51 (2017) 220-241, Elsevier, date: 26th of August 2016.

[20]. Biehl, F.: “Collision safety analysis of offshore wind turbines”. LS-DYNA Anwenderforum date: 2005.

[21]. Hao, E. et al.: “Evaluation and comparison of anti-impact performance to offshore wind turbine foundations: Monopile, tripod, and jacket.” Ocean Engineering 130 (2017) 218-227, Elsevier, date: 2nd of December 2016.

[22]. Echeverry, S. et al.: “Numerical crashworthiness analysis of a spar floating offshore wind turbine impacted by a ship”. Developments in the Collision and Grounding of Ships and Offshore Structures, Taylor and Francis Group, date: 2019.

[23]. Mo, R. et al.: “Transient behavior of grouted connections of offshore wind turbines subjected to ship impact”. Applied Ocean Research 76 (2018) 159-173, date: 6th of April 2018.

Enkele conclusies vanuit deze door HVR uitgevoerde literatuurstudie die relevant zijn voor de mogelijke gevolgschade als gevolg van een aanvaring/aandrijving [Ref 20.]:

- Schip-windturbine aanvaringen/aandrijvingen zijn relevant omdat dit significante schade of instorting van de windturbine kan veroorzaken en significante schade aan de scheepsstructuur, met als gevolg mogelijke verontreiniging door het weglekken van olie/chemicaliën en/of verlies van mensenlevens.

- Er zijn momenteel verschillende types windturbinefunderingen op de markt (bv. monopile, jacket, tripod) en elke fundering zal anders reageren op een scheepsbotsing.

- De analytische beoordelingsmethoden die in de loop der jaren zijn ontwikkeld, focussen zich meestal op het bezwijkgedrag van de constructie en verwaarloosden het effect van bodemstijfheid op het bezwijkgedrag. Deze modellen werden in eerste instantie ontwikkeld voor offshore olie- en gasplatforms, en voor deze constructies geldt dat het bodemverzet en kantelmomenten veroorzaakt door aanvaringskrachten normaal kleiner zijn dan die gegenereerd door extreme golven. Het verwaarlozen van de interactie tussen bodem en constructie zal leiden tot niet-realistische vervormingen in de funderingen, zoals gevonden in de verschillende numerieke onderzoeken die in deze literatuurstudie zijn onderzocht.

- Uit de numerieke onderzoeken in deze literatuurstudie blijkt duidelijk dat de botssnelheid waarmee het schip tegen de fundering botst bijzonder belangrijk is omdat deze de schademodus kan bepalen die de fundering ondergaat. Bijvoorbeeld, in ref. [19] is de maximale botssnelheid die resulteert in een algehele instorting van de fundering berekend op 5 m/s (10 knopen) voor een schip van 5000

ton dat op een monopile botst. Voor verschillende schepen kunnen verschillende grenswaarden voor de impact worden berekend.

- Als uitgegaan wordt van te grove aannames in de analyse zoals dat het botsende schip volledig stijf is, zal dit leiden tot buitensporige vervormingen in de funderingen. In ref. [19] wordt bijvoorbeeld vermeld dat de flexibiliteit van het aanvarende schip de vervormingen van de windturbine met een factor 2 vermindert voor de geanalyseerde scenario's.

Samengevat blijkt het lastig om de gevolgschade goed in te kunnen schatten door enerzijds de hoeveelheid mogelijke variaties (type, uitvoering en groottes van constructies, vaar-/driftsnelheden, bodemgesteldheid, etc.) en anderzijds door beperkingen in analyse methoden.

Ook gepubliceerd onderzoek dat later (na 2020) is uitgevoerd, is weinig representatief voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Voor de Noordzee meer representatieve cases met monopiles en verschillende scheepstypen en snelheden worden momenteel onderzocht binnen het MOSWOS onderzoeksprogramma.

3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten

Wanneer er binnen het beleid voor gekozen wordt om de windparken af te sluiten ontstaat een “verboden” gebied voor alle scheepvaart met uitzondering van reparatie-/onderhoudsvaartuigen. Sommige schepen moeten hierdoor een andere route volgen dan voor de bouw van het windpark. Hierdoor verandert het verkeersbeeld rond het windpark met een mogelijke verandering in de scheepvaartveiligheid als gevolg. In 2022 is een separate studie uitgevoerd in opdracht van RWS die de effecten op de scheepvaartveiligheid van Wind op Zee 2030 met doorkijk naar 2040 in kaart gebracht heeft [Ref 12.]. Binnen deze studie zijn berekeningen uitgevoerd om het aantal aanvaringen tussen schepen, aanvaringen met platformen en windturbines te bepalen. Voor het bepalen van de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijzigingen in de routestructuur wordt binnen deze huidige studie voor IJmuiden Ver gebruik gemaakt van de resultaten van deze cumulatieve studie.

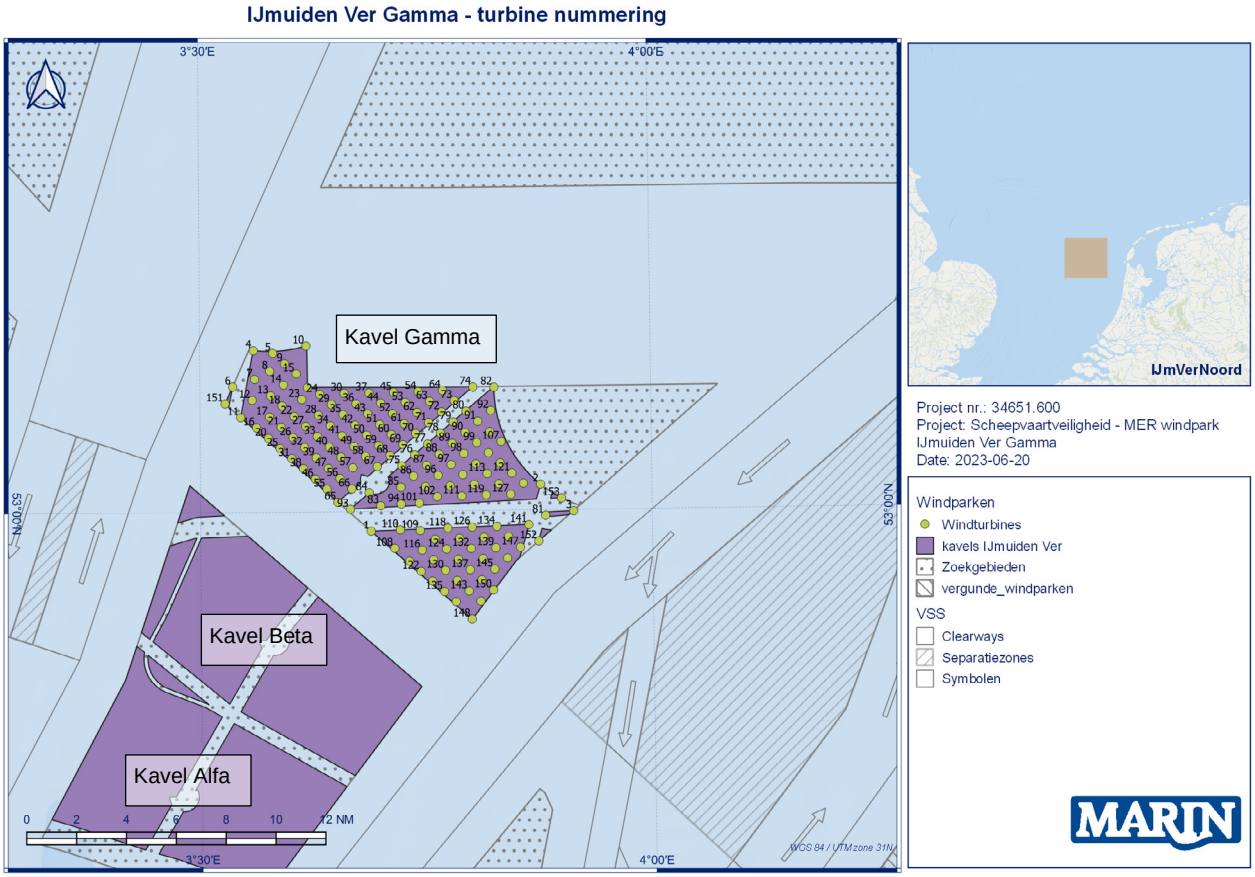
Daarnaast is in 2020 een separate studie uitgevoerd naar de effecten van het gebruik van passagestroken in plaats van integrale doorvaart ([Ref 12.]). De conclusie hierbij was dat de aanvaar- en aandrijffrequentie voor, met name het niet-routegebonden verkeer afnemen bij het gebruik van passage stroken in plaats van integrale doorvaart.

4 RESULTATEN

In 4.1 wordt eerst de configuratie beschreven, gevolgd door de aanvaar- en aandrijffrequenties en de gevolgschade. Gedetailleerde resultaten van de kavel worden gegeven in APPENDIX 1.
De routegebonden schepen worden in de tabellen verkort weergegeven met “R-schepen” en de niet-routegebonden schepen worden aangeduid met “N-schepen”. De overige effecten worden voor beide varianten beschreven vanaf paragraaf 0.

4.1 Configuratie

In overleg met de opdrachtgever is binnen deze studie één inrichtingsvariant doorgerekend voor windturbines geplaatst op een monopile met een vermogen van 15 MW. De diameter van de palen zijn 9 meter.



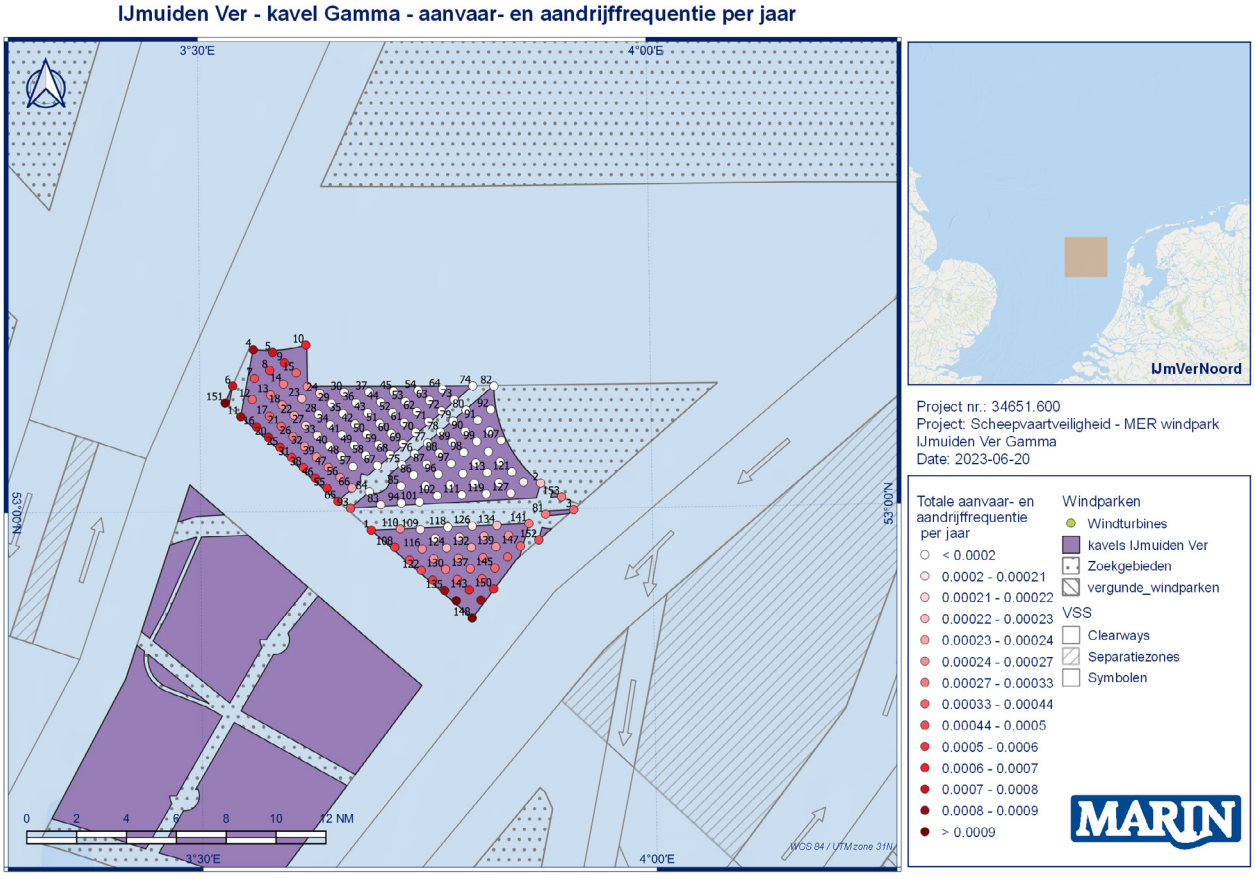
Figuur 4-1 Overzicht van de inrichting van windpark IJmuiden Ver kavel Gamma

4.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied

Door de aanwezigheid van het windpark is een nieuw type risico ontstaan op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen) of aandrijft (driften). De frequenties voor deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening worden gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark. In de modelering wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat 1 schip meerdere turbines raakt.

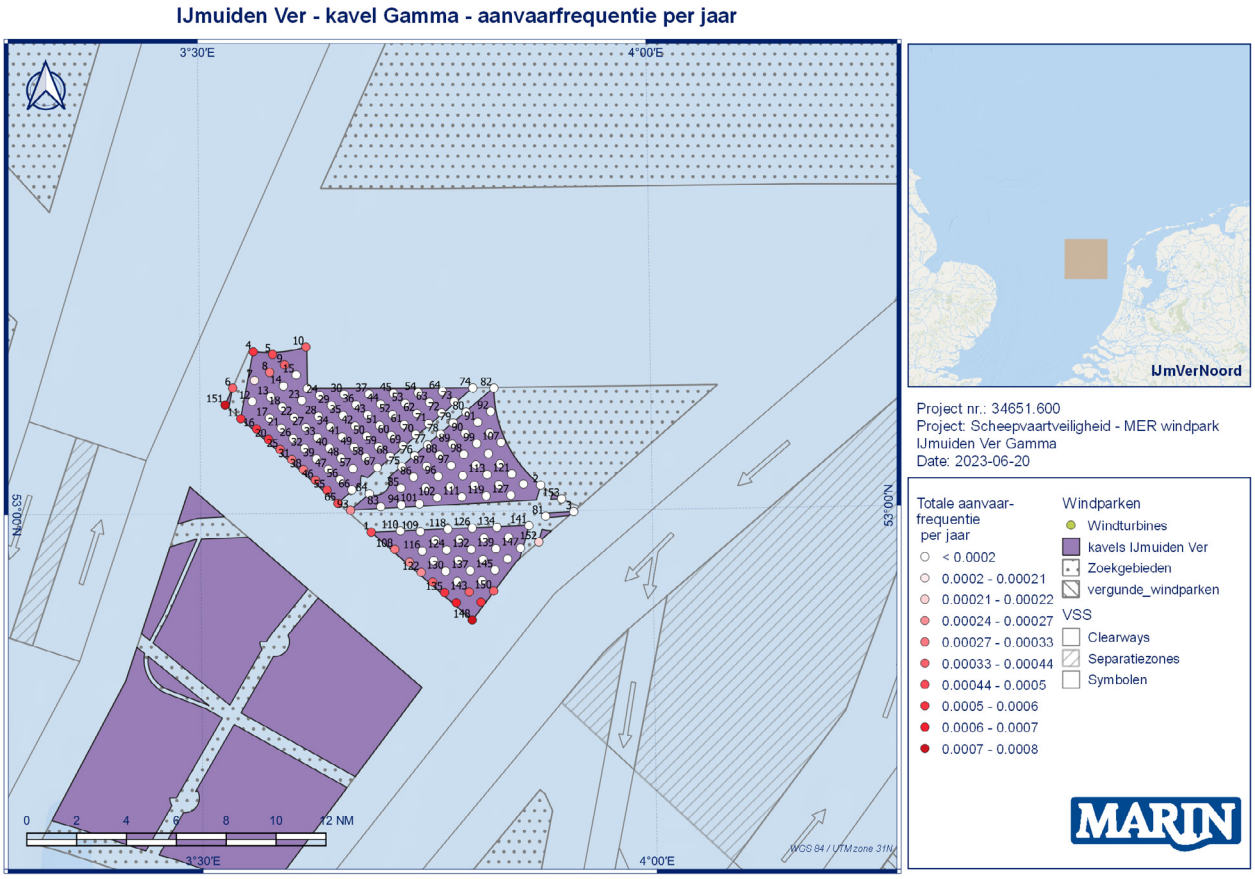
In Tabel A1-1 van de APPENDIX 1 staan de aanvaar- en aandrijffrequenties per windturbine door alle schepen.

In Figuur 4-1 zijn grafisch de individuele aanvaar- en aandrijffrequenties voor alle turbines weergegeven. De getallen naast de turbines betreffen de turbine nummering. Uit de tabellen en de verschillende figuren blijkt dat de windturbines op de zuidelijke hoeken van de kavel relatief de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door routegebonden verkeer in de clearway tussen kavels III/IV, thans (samengevoegd tot) kavel Beta, en kavel Gamma.

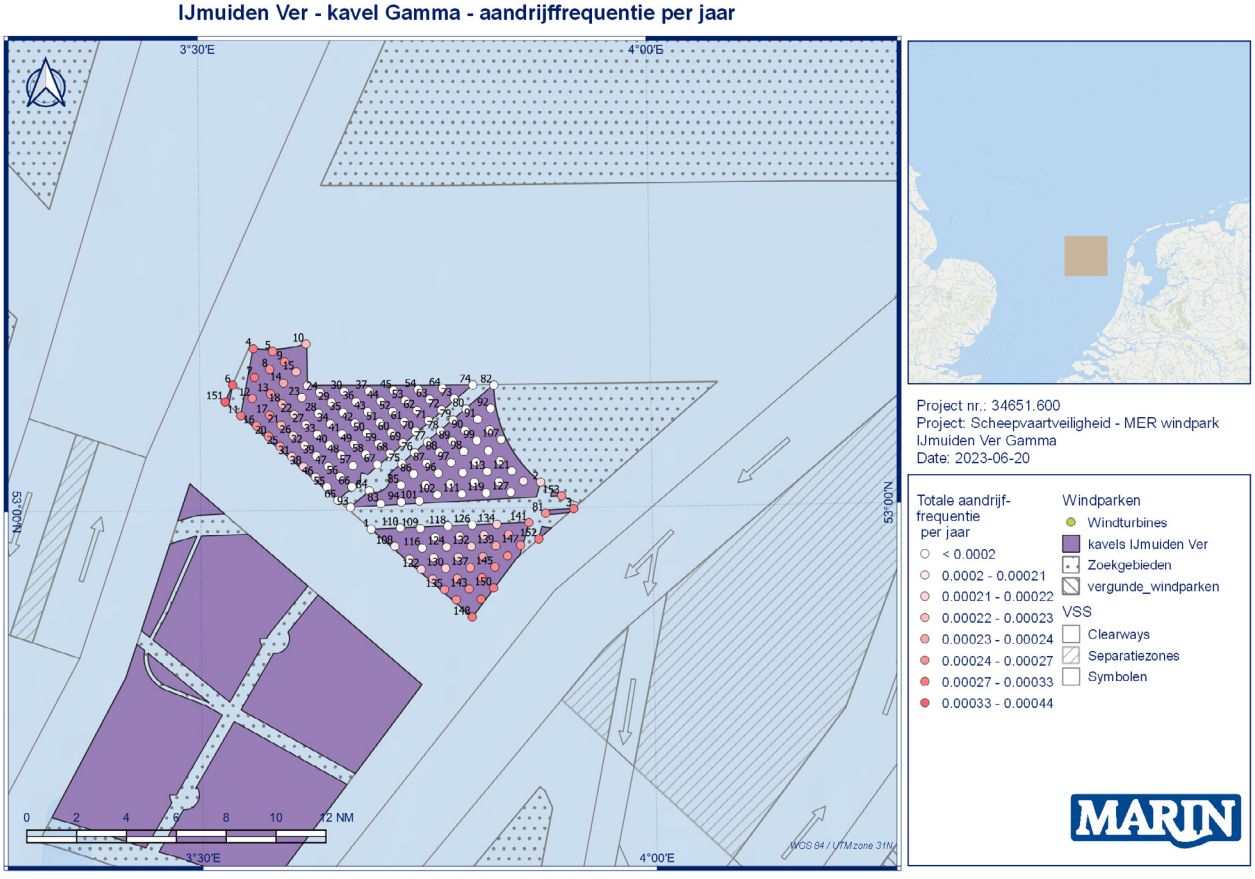


Figuur 4-1 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen en aandrijffrequentie/driften per turbine

In Figuur 4-2 en Figuur 4-3 wordt de kans voor respectievelijk aanvaren en aandrijven gepresenteerd per turbine. Uit de figuur voor het aanvaren volgt dat de turbines aan de rand van de clearway een relatief hogere aanvaarkans hebben dan de turbines verder van de rand. Uit de figuur voor aandrijven volgt dat juist de turbines aan de oost en west kant van het park, dichtbij de drukke hoofdschaapvaartroutes, een verhoogde kans hebben. Zichtbaar is dat de kans op aandrijven met name gelieerd is aan het verkeer op de VSS aan beide zijden van het windpark. Bij aanvaren hebben de turbines langs de clearway ook een relatief hogere bijdrage ten opzichte van de turbines die niet direct aan een vaarweg staan.



Figuur 4-2 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen per turbine



Figuur 4-3 Verwachte aandrijffrequentie/driften per turbine

Tabel 4-1 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar, gesommeerd over alle windturbines. Hierbij zijn dus de totale aanvaar- en aandrijffrequentie weergegeven door zowel route- als niet-routegebonden verkeer. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel Gamma is 0,0468, dit is equivalent aan eens per 21 jaar.

Tabel 4-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel Gamma

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver Gamma	153	0.0084	0.0075	0.0159	0.0294	0.0014	0.0309	0.0468	21

Omdat de kansen ook afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 4-2 de gemiddelde kansen per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per turbine 0,000306 bedraagt, oftewel eens per 3272 jaar. In de tabel zijn ook de frequenties gegeven voor de turbine met de hoogste en laagste totale frequentie om de totale spreiding weer te geven. De totale frequentie voor aanvaringen plus aandrijvingen van de individuele turbines varieert tussen de eens in de 915 jaar en 6229 jaar.

De gemiddelde en maximale frequentie per turbine is vergelijkbaar met de aanvaar- en aandrijffrequenties voor kavels Alpha en Beta binnen windenergiegebied IJmuiden Ver maar beduidend lager dan de aanvaar- en aandrijffrequenties voor windenergiegebied Hollandse Kust West.

Tabel 4-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel Gamma

Variant	turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar per turbine			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar per turbine			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Gemiddeld alle turbines windpark	153	5.50E-05	4.90E-05	1.04E-04	1.92E-04	9.37E-06	2.02E-04	3.06E-04	3272
Turbine met maximale frequentie	Nr:148	3.86E-04	4.05E-04	7.92E-04	2.84E-04	1.80E-05	3.02E-04	1.09E-03	915
Turbine met minimale frequentie	Nr:72	6.92E-08	1.81E-06	1.88E-06	1.51E-04	7.50E-06	1.59E-04	1.61E-04	6229

De turbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 148 welke op de zuid-oosthoek van de kavel staat. Met name de kans op aanvaren domineert voor deze turbine, dit is afwijkend ten opzichte van de kansen voor de kavel als geheel waar aandrijven een hogere frequentie kent. Deze hoge aanvaarkansen komen met name door de langsvarende ferry/passagiersschepen en aanwezige vissers. De ferry vaart relatief dicht langs de turbines omdat de clearway tussen het zuidelijke deel van IJmuiden Ver Kavel Alpha en Beta en noordelijke deel Kavel Gamma, 3,4 nm breed is waardoor de passeernorm van 2 nm, zoals geldt als minimum tussen de VSS en een windpark, niet haalbaar is. De aanvaarkansen tussen route gebonden schepen en andere turbines langs de corridor worden dan ook met name gedomineerd door de ferry.

4.3 Gevolgschade

Deze paragraaf betreft de beschrijving van de uitkomsten van een kwantitatieve analyse naar de gevolgschade. Een nadere toelichting van en de aandachtspunten bij deze kwantificering van de gevolgschade wordt gegeven in paragraaf 3.4. Waar de gegeven aandachtspunten leiden tot een verwachte afwijking van de uitkomsten zal dat hier worden benoemd.

4.3.1 Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip worden drie types onderscheiden: schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring, alleen schade aan de scheepshuid en geen schade (zie 3.4.1). De frequentie van ieder type schade aan het schip is voor de eerste variant gegeven in Tabel A1-3 in de APPENDIX 1. De frequenties worden gegeven voor zeven verschillende scheepstypen.

In Tabel 4-3 wordt voor het kavel het aandeel per scheepstype en per type schade in de totale frequentie gegeven. Zo is bijvoorbeeld te zien dat in bijna 17% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine er sprake is van schade aan de scheepshuid van een container-/RoRo-schip.

Onderstaande tabel geeft het aandeel in de aanvarings- of aandrijvingsfrequentie aan, waarbij het totaal aantal schepen 100% is. Dit houdt in dat er in ruim 82% van de aanvaringen of aandrijvingen door alle scheepstypen schade aan de scheepshuid optreedt.

Tabel 4-3 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade

	IJmuiden Ver Kavel Gamma			
Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos[6]	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.1%	13.1%	0.0%	13.2%
Chemicaliëntanker	0.1%	11.2%	0.0%	11.3%
Gastanker	0.0%	3.5%	0.0%	3.6%
Container+ RoRo	0.4%	16.7%	0.0%	17.1%
Ferry	1.1%	13.8%	0.0%	14.9%
Overige R-schepen	0.1%	20.2%	0.5%	20.9%
N-schepen	0.2%	3.9%	15.0%	19.1%
Alle schepen	2.0%	82.5%	15.6%	100.0%

4.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende types is voor het gehele windpark gesommeerd weergegeven in Tabel A1-4 in de APPENDIX 1. In Tabel 4-4 is per type gevolgschade het aandeel in de totale aanvarings- en aandrijvingsfrequentie gegeven. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat voor circa 37% van de aanvaringen of aandrijvingen de turbine als gevolg ervan scheef staat.

De verwachting bestaat gezien de kanttekeningen in paragraaf 3.4.3 dat de kans op een schip-turbine aanvaring waarbij geen schade aan de turbine ontstaat zal toenemen en daarmee de kans op een scheve en/of omgevallen turbine zal afnemen.

[6] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel 4-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine

	Kavel Gamma	
Schade aan turbine	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0.007275	16%
Scheef	0.017436	37%
Omvallen	0.021122	45%
GosMos	0.000932	2%
Totaal	0.046766	100%

Op basis van de gemiddelde massa van een bepaald scheepstype en scheepsgrootte en de gemiddelde snelheid kan de kinetische energie bepaald worden op het moment van 'impact'. De verdeling van de aanvaar-/aandrijffrequenties voor de verschillende impactenergieniveaus is gegeven in Tabel A1-5. Uit deze tabel volgt dat ongeveer 66% van de contacten met turbines door driften wordt veroorzaakt en 34% door rammen.

Figuur A1-1 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De oranje lijn valt bij 205 MJ samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit aandrijvingen met een impact van meer dan 205 MJ plaatsvinden. De blauwe en grijze lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 205 MJ.

4.3.3 Persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een turbine. In Tabel A1-6 is voor het gehele kavel een overzicht gegeven van het aantal directe doden als gevolg van het op het dek vallen van de gondel en de mast.

Naast gevolgen voor personen door het vallen van een mast of gondel zijn ook andere scenario's denkbaar waarbij er gevolgen zijn voor personen aan boord, bijvoorbeeld wanneer een passagiersschip langs een turbine schampt en er schade aan de huid ontstaat ter hoogte van slaapvertrekken. Deze gevolgen zijn niet beschouwd in het onderzoek uitgevoerd in 2005 naar de gevolgschade. De gevolgen voor personen aan boord is dan ook zeker een belangrijk onderdeel in vervolgonderzoek naar schade aan schip en turbine na een aandrijving of aanvaring. Tijdens de uitvoering van de studie voor IJmuiden Ver was er nog onvoldoende kennis beschikbaar voor een goede kwantitatieve beschouwing van de gevolgen anders dan het letsel als gevolg van een vallende gondel en mast op het schip.

4.4 Effecten zichtlijnen kruisend verkeer

Schepen die elkaar naderen met kruisende koersen dienen tijdig vast te kunnen stellen of er gevaar voor aanvaring bestaat en dienen voldoende mogelijkheden c.q. ruimte te hebben om een mogelijke aanvaring te voorkomen. Daartoe dient men goed zicht op elkaar te hebben, zowel visueel als via de radar. Windturbineparken kunnen dit zicht belemmeren. Zowel visueel (windturbines blokkeren zicht op de navigatielichten van het schip) als op de radar (afscherming, valse echo's, windturbines geven o.a. dikke echo's op het scherm). Dit geldt zeer zeker wanneer zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate wanneer zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Echter, op het punt dat zich nog maar enkele windturbines tussen beide schepen bevinden, kunnen de schepen elkaar al dicht genaderd zijn. De "Bepalingen ter voorkoming van aanvaring op zee" [Ref 8.] (artikel 8) eisen dat men tijdig en duidelijk actie onderneemt op basis van betrouwbare informatie.
In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te ondernemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is in het verleden een willekeurig windpark[7] gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een "collision avoidance manoeuvre" moet uitvoeren voor het andere schip dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart. De simulatorrun was zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zou plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder 'kruispunt' genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag was of de navigator in staat was om het andere kleine (om het probleem te vergroten), voor werkvaart representatieve, schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen.

Er is specifiek voor dit "worst-case" scenario gekozen omdat een schip in de ontmoetingssituatie, om een aanvaring te voorkomen, in eerste instantie naar stuurboord zal uitwijken. Hier doet zich dan een probleem voor, omdat het windpark zich aan deze kant bevindt. Figuur 4-4 en Figuur 4-5 zijn twee opnames van wat men kan zien vanaf de brug van het eigen schip. Het eigen schip is het schip waarvoor in de simulator het buitenbeeld wordt geprojecteerd en dat bedienbaar is. In Figuur 4-4 is nog geen tweede schip te zien en in Figuur 4-5 is het tweede schip wel aanwezig (herkenbaar aan het rode stipje juist onder de horizon, links van de rij windturbines op 3/4 van de figuur). Het feit dat het tweede schip slecht te zien is, komt meer door de foto dan door de verstoring van de windturbines.

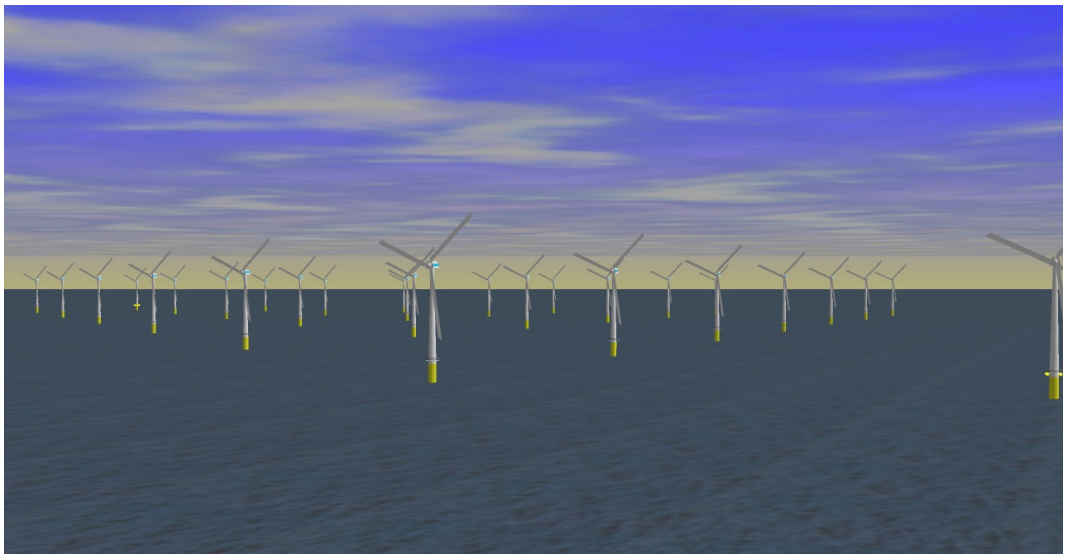
Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windpark;
3. Afstand tot het windpark.

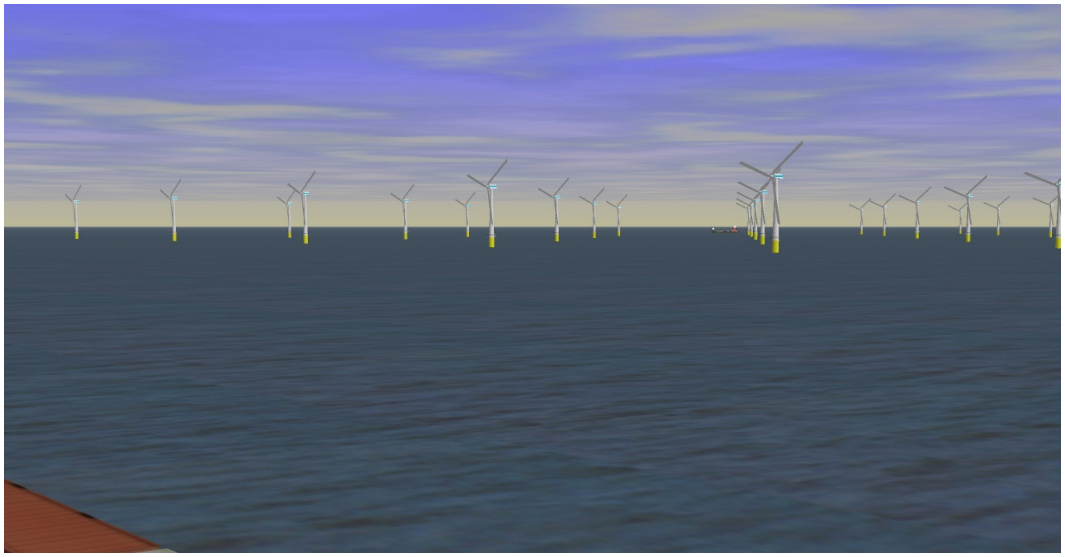
Op de simulator zijn drie windparken gemodelleerd:

1. een windpark met de windturbines op de hoekpunten van vierkanten;
2. een windpark met een versprongen opstelling;
3. een windpark zoals in de eerste optie, maar dan met een scherpe punt van 45°.

[7] Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet het specifieke windpark dat in deze studie wordt onderzocht.



Figuur 4-4 Windpark gezien vanaf het eigen schip



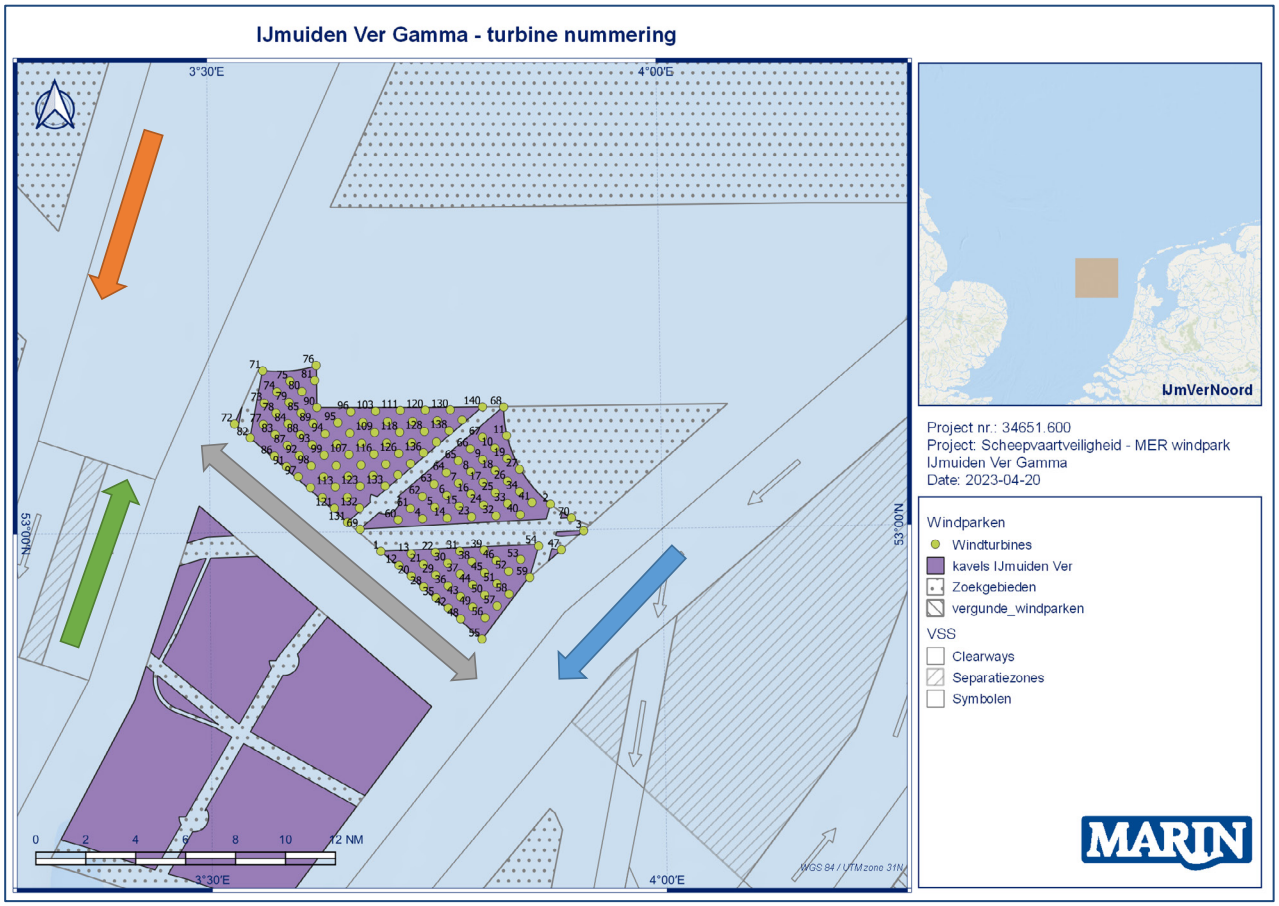
Figuur 4-5 Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld

De runs zijn uitgevoerd voor een passageafstand van 500 m en 1000 m voor beide schepen. In de vele runs die uitgevoerd zijn op de simulator kon het schip steeds tijdig gesignaleerd worden, zowel visueel als op de radar. Dit geeft echter geen garantie voor de praktijk, aangezien het moeilijk is alle omstandigheden waaronder radarverstoring en valse echo's optreden exact te simuleren. In de praktijk kunnen er bovendien meer schepen varen die de uitwijkmanoeuvre kunnen bemoeilijken. Op de simulator is bovendien bekend dat er een schip achter het windpark vaart, waardoor men beter oplet en eerder reageert dan in de praktijk. Verder dient wel opgemerkt te worden dat, hoewel de wettige passeerafstand (maximaal) 500 m is, men in de praktijk op grotere afstand langs het windpark zal varen, juist om ervoor te zorgen dat men naar stuurboord kan uitwijken ("Preparedness" is een belangrijke eigenschap voor goed zeemanschap). Dit zal zeker worden gedaan door moeilijk manoeuvreerbare schepen. Bovendien komt de situatie zoals hier beschreven lang niet bij ieder windpark voor. Bij veel parken zorgt de normale scheepsafwikkeling, gegeven de herkomst en bestemming, vaak voor grotere afstanden tot het windpark dan de 500 en 1000 m die in de simulatorruns zijn gebruikt.

Met behulp van een simulatorstudie kunnen kwalitatieve uitspraken worden gedaan, maar is het onmogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. In de simulatorstudie was de verstoring van het zicht en het radarbeeld niet zo groot dat dit direct tot onoverkomelijke problemen leidde, maar het is niet zeker of dit ook bij mist en neerslag het geval zou zijn.

Wanneer specifiek naar de situatie rond IJmuiden Gamma gekeken wordt is zichtbaar dat, gelet op de verschillende verkeerroutes en verkeersstromen rond het park er weinig tot geen situaties zijn waarbij de Kavel Gamma de zichtlijnen beïnvloedt. Aangenomen is dat er geen directe doorvaart door het windenergiegebied plaats mag vinden. Wel is er bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Dit betreft naar verwachting goed manoeuvreerbare schepen waarvoor de 2 nm tot de VSS, en 500m tot overige niet-routegebonden verkeer, voldoende is qua zicht.

Aan de zuidkant van Kavel Gamma is een scheepvaartroute (clearway) voor schepen onder andere van en naar het Verenigd Koningrijk (grijze pijl in Figuur 4-6). De schepen in deze corridor kruisen de schepen in de noord-zuid georiënteerde VSS ten oosten van het kavel (blauwe pijl). Hierbij zouden de turbines binnen Kavel Gamma belemmering van het directe zicht kunnen veroorzaken. Echter de afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines is meer dan 2 nm, hierdoor is er voldoende ruimte voor de schepen in de corridor om uit te wijken in geval van een ontmoeting met een schip in de VSS. De schepen in de clearway kruisen ook met schepen in de route aan de westkant van Kavel Gamma (groene en oranje pijl), echter ook hierbij vormen de turbines geen noemenswaardige zichtbelemmering.



Figuur 4-6 Verkeersstromen rond Kavel Gamma

4.5 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur

De afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart" [Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn met behulp van SAMSON verschillende berekeningen uitgevoegd [Ref 11.]. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten gebruikt onder andere m.b.t. het doorvaart beleid. Bij het opstellen dan deze rapportage (IJmuiden Ver) is het rapport voor het onderzoek naar de doorkijk 2040 nog niet definitief goedgekeurd.

Om de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijziging in de routestructuur te bepalen is binnen deze studie voor IJmuiden Ver – Kavel Gamma gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van deze beide onderzoeken. In APPENDIX 2 is de management samenvatting van het meest recentste onderzoek ([Ref 12.]) opgenomen.

Op basis van beide onderzoeken kan geconcludeerd worden dat het cumulatieve effect van de verschillende windparken beperkt is op het aantal verwachtte schip-schip aanvaringen. Wel is er een aanzienlijk effect op de kans op schip-turbine aanvaringen.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken plaatst zal vinden) is de totale verwachte aanvaar- en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario waarbij de versnelling is mee genomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar). Bij dit scenario is uitgegaan van een maximale opvulling van de windenergiegebieden Nederwiek, Lagelander en Doordewind. De aanvullende routekaart (21GW) gaat niet volledig maar slechts gedeeltelijk gebruik maken van de ruimte in deze gebieden waarmee de aanvaringskans lager zal uitvallen. De berekening hiervoor zal op een later moment worden gemaakt

Door de ligging van IJmuiden Ver (gehele gebied) ten opzichte van de bestaande vaarbanen (VSS) heeft de aanleg van het windpark niet tot nauwelijks invloed op de route structuur op de Noordzee.

De algemene conclusie voor de effecten voor de scheepvaart als gevolg van wijziging van de routestructuur door IJmuiden Ver – Kavel Gamma is dat dit effect klein is.

4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico

Binnen deze studie is, net als bij de in 2019 uitgevoerde studie naar cumulatieve effecten [Ref 11.], rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw en het onderhoud van de windparken. De effecten van dit extra verkeer zijn dus meegenomen in de kwantitatieve analyse uitgevoerd met SAMSON.

In APPENDIX 3 zijn de uitgangspunten toegelicht ten aanzien van verkeersgroei waaronder de verwachte groei van werkvaart. Voor windpark IJmuiden Ver is uitgegaan van het moederschipscenario dat met een frequentie van 1x per week naar het windpark vaart en terug.

Een opmerking hierbij is dat de extra scheepsbewegingen, die hierboven genoemd worden, het gemiddeld aantal verwachte scheepsbewegingen zijn. Het aantal bewegingen zullen in de praktijk minder gelijkmatig verspreid zijn in de tijd, waardoor tijdelijke "pieken" in intensiteit in tijd en locatie plaats zullen vinden.

5 MAATREGELEN

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en “vergelijken” van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studie naar de cumulatieve effecten [Ref 11.]. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle binnen [Ref 11.] voorgestelde maatregelen zijn opgenomen in dit hoofdstuk, omdat deze maatregelen met name effectief en relevant zijn wanneer naar het totaal plaatje van alle parken bij elkaar gekeken wordt. Voor “slechts” één park zijn sommige maatregelen wellicht minder relevant maar deze moeten worden bezien in het grotere perspectief van het borgen van de scheepvaartveiligheid op de Noordzee. Een aantal relevante voorgestelde maatregelen is hieronder overgenomen.

5.1 Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid

5.1.1 AIS-basestation, radar, VHF-antenne, RDF en CCTV

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System), die de positie van het schip continu uitzendt, aan boord te hebben. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen met hun eigen AIS ontvangen waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt. Als de AIS-dekking of capaciteit van infrastructuur niet voldoende is voor het scheepvaartaanbod, dan zullen de posities uit de AIS van schepen op de navigatiehulpmiddelen van alle gebruikers (zowel de Vessel Traffic Service (VTS), Kustwacht als varende schepen) niet correct zijn. In deze gevallen zal AIS haar updates prioriteren via haar eigen algoritmes. Hierdoor zullen sommige schepen niet meer worden weergegeven en zullen andere met een tijdsvertraging worden weergegeven; AIS wijkt dan af van de werkelijkheid en van de radar-posities. Om dit te voorkomen is de aanbevolen maatregel om het windpark uit te rusten met een AIS-basestation. Daarnaast is het aanbevolen om naast een dekkend AIS-beeld ook een dekkend radarbeeld te genereren, in ieder geval voor een zone van minimaal 2 nm om het windpark heen. Tenslotte is het aanbevolen dat ook een Very High Frequency (VHF)-antenne in het park geplaatst wordt zodat de Kustwacht met de scheepvaart kan communiceren.

Een Radio Direction Finder (RDF) en een Closed Circuit Television (CCTV) zijn technieken om schepen te identificeren zonder AIS transponder aan boord en door radarverstoring niet zichtbaar zijn. De toepassing van deze technieken binnen windparken lijkt zinvol [Ref 23.].

Het effect van alle hier genoemde maatregelen is dat de kustwacht en het in te richten VTMon, beter in staat zijn hun taken goed uit te voeren. Zie ook de volgende paragraaf 5.1.2.

5.1.2 Vessel Traffic Management/Monitoring (VTMon) [Ref 11.]

Vessel traffic management/monitoring is een vorm van verkeersbegeleiding waarbij de VTMon-operator het verkeer monitort vanuit een helicopterview en alleen communicatie start met schepen als wordt opgemerkt dat een onveilige situatie bestaat of dreigt te ontstaan.

De experts verwachten dat VTMon in de zuidelijke Noordzee een geringe positieve invloed heeft en het aantal aanvaringen (iets) zal verminderen. VTMon levert een positieve bijdrage aan een veilige afwikkeling van het verkeer; het kan het verkeer waarschuwen voor onverwachte of afwijkende omstandigheden, dreigend gevaar en het kan coördinerend optreden in het geval van een calamiteit. Opgemerkt moet worden dat de verwachting is dat de VTMon niet effectief is in het geval van een driftend schip anders dan in het coördineren van assistentie en het informeren van andere schepen in het gebied. Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de windparken kan VTMon ook het middel zijn om naleving van de regels af te dwingen en het in- en uitvoegend verkeer in/van de VSS meer gecoördineerd te laten verlopen waardoor de kans op botsingen met doorvaarders en werkverkeer kan worden verlaagd.

Van groot belang is dat het VTMon -systeem goed wordt ingericht. Dit betreft niet alleen de invulling op het Kustwachtcentrum, maar ook de sensoren waarvan gebruik gemaakt kan worden. VTMon werkt alleen goed in combinatie met andere maatregelen (AIS- en VHF-gebruik en dekking in het gehele gebied). Uitbreiding van de dekking van VTMon -sensoren (o.a. radar, AIS, VHF, RDF, CCTV) is daarbij een randvoorwaarde. Om het effect van een VTMon verder te vergroten is extra toezicht en handhaving genoemd om het effect op gedragsbeïnvloeding en alertheid te vergroten.

VTMon is ook een van de thema's die binnen het MOSWOZ-programma van RWS is onderzocht. In maart 2023 is een eerste onderzoek afgerond naar de mogelijke inrichting van VTMon [Ref 16.]. Het streven is dat de kustwacht in 2025 start met de VTMon taak.

Op basis aanvullend onderzoek is de conclusie dat het lastig zal zijn om de effectiviteit van VTMon op kwantitatieve wijze te monitoren. Het aantal scheepsongevallen op de Noordzee is relatief laag en er kunnen per jaar grote variaties optreden in het aantal opgetreden ongevallen zonder dat daarbij de nautische veiligheid is veranderd. Dit heeft te maken met de statistische verdelingen die bij een lage kans van optreden een grote variatie laten zien. Een stijgende of dalende trend kan daardoor niet zonder meer worden geïnterpreteerd als een stijgende of dalende trend van de nautische veiligheid [Ref 21.].
Er zijn wel goede mogelijkheden om de effectiviteit van de VTMon-operator te monitoren. Een effectieve VTMon-operator zal leiden tot meer gewenst vaargedrag en daarmee zullen scheepsongevallen worden voorkomen. Hoe meer opgevolgde acties van de VTMon-operator, hoe groter de kans dat daadwerkelijk een ongeval wordt voorkomen. Een voorgesteld monitoringsprogramma zal de effectiviteit van VTMon niet expliciet kunnen vaststellen maar het is mogelijk een globaal en grof beeld te krijgen over de impact van VTMon op de nautische veiligheid. Het is de verwachting dat na implementatie van VTMon het ongeveer 5 jaar zal duren voordat er betrouwbare conclusies kunnen worden getrokken [Ref 21.].

5.1.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken [Ref 11.]

De experts zijn het er ook over eens dat goede verlichting, markering en identificatie van windturbines een preventieve werking heeft op aanvaringen met windturbines met name voor werkvaart, visserij en recreatievaart in de situatie met doorvaart. Het gebruik van de juiste verlichting, markering en identificatie van de windturbines is, sinds het kavelbesluit voor windenergiegebied Hollandse Kust West, vast onderdeel van het kavelbesluit. Ook bestaan hiervoor IALA richtlijnen (IALA G1162 The marking of offshore man-made structures).

5.2 Mitigerende maatregelen

5.2.1 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) [Ref 11.]

Zoals uit de berekeningen volgt, vormt aandrijven een aanzienlijk deel van het risico. Een aandrijving, als gevolg van een technische storing wordt voorkomen wanneer het schip voor anker kan gaan of de storing op tijd verholpen wordt. Met deze processen is in de berekening rekening gehouden.
Een derde mogelijkheid waardoor de storing niet tot een aandrijving leidt is wanneer de drifter vroegtijdig wordt opgevangen door een sleepboot.
Een sleepboot van de Nederlandse overheid (ERTV, Emergency Rescue Towing Vessel) wordt naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een dergelijke ERTV kan een aandrijving voorkomen wanneer het schip de drifter kan bereiken en een sleepverbinding kan leggen voordat een windturbine wordt geraakt.

Algemeen wordt ondersteund dat de inzet van een of meer ERTV's in het gebied effectief is bij de opvang van driftende schepen en een mitigerende werking heeft bij aanvaringen en aandrijvingen met andere schepen en of windturbines. Wel moet hierbij worden opgemerkt dat ERTV's weinig effect sorteren voor schepen die dicht bij windturbineparken een stuurfout maken dan wel kampen met technisch falen. Dan is de beschikbare responsetijd te kort. Wel zou een ERTV effectief kunnen zijn om te verhinderen dat een schip verder een windpark in drijft, en kan dus meer schade worden voorkomen. Om de effectiviteit van de maatregel te kunnen bepalen is nader onderzoek noodzakelijk. Het

aanpassen van de afstand tussen windparken en de scheepvaartroutes (herschikking windparken) heeft ook effect op het aantal ERTV's dat nodig is en dus ook op de kosten voor ERTV's. Het gebruik van ERTV's is veruit de duurste mitigerende maatregel.

Momenteel zijn er ERTV's gestationeerd nabij windpark Borssele, Hollandse Kust Zuid en nabij de verschillende offshore platformen. Inzet en effectiviteit van een ERTV wordt gemonitord en onderzocht binnen het lopende MOSWOZ-programma van RWS. Ook het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat voert in 2024 onderzoek uit naar de mate van effectiviteit van ERTV's.

5.2.2 Extra SAR-capaciteit [Ref 11.]

Dit heeft met name impact op de gevolgen van ongevallen voor bemanningen van schepen en werknemers in de windparken. Het is effectief voor alle schepen maar vanuit de expertgroep wordt er vooral gekeken naar recreatievaart, omdat die groep vaak het minst zelfredzaam is ten opzichte van de andere scheepvaart. De SAR-capaciteit dicht bij de kust is goed voorzien met de inzet van de KNMR en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windparken bij slechte omstandigheden wanneer de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf land worden dan beperkend. Dit is ook op te lossen door SAR-capaciteit te realiseren aan boord van ERTV's of aan boord van andere schepen zoals bijvoorbeeld een Kustwacht multipurpose vaartuig (MPV) in het gebied. SAR ver op zee is ook een onderwerp binnen het lopende MOSWOZ-programma van RWS en hier is in 2023 ook onderzoek naar gedaan [Ref 22.]. In dit onderzoek zijn negentien aanbevelingen gedaan om de redding capaciteit (de hoeveelheid mensen die in een bepaalde periode gered kan worden) te vergroten. Een voorbeeld van een aanbeveling is het inrichten van SAR lanes bij de inrichting van windenergiegebieden waardoor noodhulp (ERTV, helikopter, oliebestrijdingsmiddelen, etc.) beter kan worden ingezet.

5.2.3 Oliebestrijding [Ref 11.]

Het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal enigszins toenemen door toename van de kans op aanvaringen tussen schepen en turbines. Aanvullende capaciteit voor oliebestrijding kan worden gerealiseerd door de nieuwe ERTV en MPV uit te rusten met bestrijdingsmiddelen.

5.2.4 Fysieke beveiliging windparken

In 2021 heeft MARIN een verkennend onderzoek uitgevoerd in het open innovatieproject 'Vangrails op Zee' naar een barrière als een van de mogelijke mitigerende maatregelen voor het voorkomen van aandrijvingen met offshore windparken. Doel hierbij was om te onderzoeken of aandrijvingen tussen schepen en offshore energieparken voorkomen kunnen worden met een barrière tussen de vaarroute (of een ankergebied) en een energiepark. Binnen het project zijn een drietal ontwerpen uitgewerkt en getest in een van de testbassins. Uit het onderzoek bleek dat het mogelijk was een driftend schip, van de afmetingen van de Julietta D, tegen te houden. Echter verder onderzoek is nodig naar andere schepen, zwaarder weer en operationele aspecten van een "vaste" barrière rond windparken.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

Voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd voor de aanvaar- en aandrijffrequenties van de turbines. Als uitgangspunt voor de berekeningen is de verkeersdatabase gebruikt die is aangemaakt voor de meest recente MARIN studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Omdat binnen dit onderzoek geen rekening is gehouden met verkeersgroei tot 2030 is deze verkeersdatabase aangepast met de geprognotiseerde groeicijfers zoals die ook gebruikt zijn in eerdere studies en m.e.r.-procedures.

Belangrijk uitgangspunt in deze verkeersdatabase is dat wordt uitgegaan van geen integrale doorvaart of doorvaart in passages in IJmuiden Ver. Alle passerend verkeer vaart dus langs het windpark. Alleen bestemmingsverkeer (werkvaart) zal in de toekomst binnen het park varen, maar deze schepen zijn niet mee genomen in de analyse.

Tabel 6-1 geeft de totale aanvaar- en aandrijffrequenties, Voor kavel Gamma is dit eens in de 21 jaar. De gemiddelde en maximale frequentie per turbine is vergelijkbaar met de aanvaar- en aandrijffrequenties voor kavels Alpha en Beta binnen windenergiegebied IJmuiden Ver maar beduidend lager dan de aanvaar- en aandrijffrequenties voor windenergiegebied Hollandse Kust West ([Ref 17.], [Ref 18.] en [Ref 19.])).

De aandrijffrequentie is hoger dan het aanvaarfrequentie, waarbij de turbines op de hoekpunten van het park de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. De aanvaarfrequenties tussen route-gebonden schepen en de turbines langs de clearway tussen Kavels III&IV (thans samengevoegd tot kavel Beta) en kavel Gamma worden gedomineerd door de aanvaarfrequentie met de ferry. De ferry vaart relatief dicht langs de turbines omdat de corridor 3,4 nm breed is. Tussen de VSS en het windpark geldt de 2 nm minimale afstand, de schepen in de VSS varen dus op grotere afstand tot de turbines dan de schepen in de clearway door windpark IJmuiden Ver.

Tabel 6-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel Gamma

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver Gamma	153	0.0084	0.0075	0.0159	0.0294	0.0014	0.0309	0.0468	21

6.2 Aanbevelingen

Wat betreft preventieve en mitigerende maatregelen zijn er geen nieuwe inzichten ten opzichte van eerdere uitgevoerde windparkstudies, zoals die voor IJmuiden Ver Kavel Alpha en Beta. Details over deze maatregelen staan vermeld in hoofdstuk 5.

Huidige resultaten zijn op basis van het huidige beleid om geen integrale doorvaart toe te staan. Indien er in de toekomst wordt besloten om toch integrale doorvaart of medegebruik in kavel Gamma van IJmuiden Ver toe te staan, zal deze studie heroverwogen dan wel aangepast moeten worden.

Net als in eerdere onderzoeken is binnen dit onderzoek aangegeven dat er onvoldoende kennis beschikbaar is om een goede update te geven van de gevolgschade van een aanvaring. Binnen het MOSWOZ programma loopt een onderzoek naar de schade aan de turbine, maar belangrijk is ook aandacht te hebben voor de schade aan het schip.

REFERENTIES

[Ref 1.] C. van der Tak, J.H. de Jong
Safety Management Assessment Ranking Tool (SMART)
8th International Symposium on Vessel Traffic Services 1996

[Ref 2.] W.E. Walker, M. Pöyhönen, C. van der Tak, J.H. de Jong
POLSSS - Policy for Sea Shipping Safety, Executive Summary
RAND Europe and MARIN, December 1998

[Ref 3.] C. van der Tak
Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied “Hollandse Kust”
MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013

[Ref 4.] L. van Schaijk
Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel
MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014

[Ref 5.] J. Barentse
Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie Jacobs Comprimo Nederland, juli 2000

[Ref 6.] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"
BSH 2005

[Ref 7.] Y. Koldenhof, C. van der Tak
Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee
MARIN, 19287.630/4, juli 2004

[Ref 8.] Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (COLREGs)
Londen, 1972

[Ref 9.] L. van Schaijk
Actualisatie SAMSON – Niet-routegebonden verkeersdatabase
MARIN, 28556.602-1-MSCN-rev.0, 15 maart 2016

[Ref 10.] M.I. Hermans, W.H. van Iperen
Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) – Veiligheidsstudie voor kavel IV
MARIN, 28955-4-MSCN-rev.0, 17 februari 2017

[Ref 11.] Y. Koldenhof

SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040

MARIN, 31797-1-MO-rev.1.0, augustus 2022

[Ref 12.] J.T.M. van Doorn, A.M. Duursma, Y. Koldenhof, J. Valstar

WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen.

MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

[Ref 13.] H. Huisman, Y. Koldenhof

FSA Routing Baltic

MARIN, 32774-1-MO-rev,1,0, 29 oktober 2021

[Ref 14.] J.H.A. van Rooij

Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea

HVR engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

[Ref 15.] Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK)

Conceptnotitie reikwijdte en detailniveau milieueffectrapporten kavelbesluiten V en VI windenergiegebied IJmuiden Ver

[Ref 16.] H. Huisman, C. Beenhakker

Mogelijkheden VTM in en rondom windparken

Arcadis & MARIN, WXE7ZPM25JS7-1374141725-73, 8 maart 2023

[Ref 17.] Y.Koldenhof, Koen Kauffman

Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Hollandse Kust (west)

MARIN, 31909-1-MO-rev.0.3, 25 september 2019

[Ref 18.] A. Nap

Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Ijmuiden Ver – Veiligheidsstudie voor kavel IV

MARIN, 33968-2-MO-rev.1.0, 25 augustus 2022

[Ref 19.] A. Nap

Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Ijmuiden Ver – Veiligheidsstudie voor kavel III

MARIN, 33968-1-MO-rev.1.0, 25 augustus 2022

[Ref 20.] M. Orlando

Ship impact against wind turbines – A literature review

HVR engineering, 081.R030.M002, 19 december 2019

[Ref 21.] H. Huisman, C. Beenhakker
Monitoring effectiviteit VTM
MARIN & Arcadis, WXE7ZPM25JS7-1374141725-73, 8 maart 2023

[Ref 22.] M. van Nieuwenhuijze, B. van der Hoek, W. Gruijters
SAR ver op zee
Anteagroup, 0485025.100, 10 oktober 2023

[Ref 23.] C. Beenhakker
Verkenning nut en noodzaak RDF en CCTV
Arcadis, NXTQ3UQVNNVC-162231325-189:B, 7 juni 2024

APPENDICES

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL GAMMA

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen per turbine voor alle verkeer voor kavel Gamma

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Gamma_wt1	3.4132E-04	1.3994E-04	1.8828E-04	1.0425E-05	6.7997E-04	1471
Gamma_wt2	1.2789E-05	1.0791E-06	2.0551E-04	7.6382E-06	2.2702E-04	4405
Gamma_wt3	1.1437E-04	3.1967E-05	2.6925E-04	1.1982E-05	4.2757E-04	2339
Gamma_wt4	9.9749E-05	4.3938E-04	2.9077E-04	2.0751E-05	8.5065E-04	1176
Gamma_wt5	3.0528E-05	4.3255E-04	2.4535E-04	1.9748E-05	7.2818E-04	1373
Gamma_wt6	3.1138E-04	1.1591E-04	3.1911E-04	1.5710E-05	7.6211E-04	1312
Gamma_wt7	6.5924E-05	1.3633E-04	2.6269E-04	1.5042E-05	4.7999E-04	2083
Gamma_wt8	2.8289E-05	2.5693E-04	2.4162E-04	1.6899E-05	5.4374E-04	1839
Gamma_wt9	1.3457E-05	3.5738E-04	2.2440E-04	1.7935E-05	6.1318E-04	1631
Gamma_wt10	5.8846E-06	3.9613E-04	2.0741E-04	1.9423E-05	6.2885E-04	1590
Gamma_wt11	4.5069E-04	8.9636E-05	2.7601E-04	1.3618E-05	8.2995E-04	1205
Gamma_wt12	7.2886E-05	2.3135E-05	2.5645E-04	1.3161E-05	3.6563E-04	2735
Gamma_wt13	2.2712E-05	1.9460E-05	2.3149E-04	1.2338E-05	2.8600E-04	3497
Gamma_wt14	1.2536E-05	6.2288E-05	2.1791E-04	1.2522E-05	3.0526E-04	3276
Gamma_wt15	6.7301E-06	1.8424E-04	2.0913E-04	1.3977E-05	4.1408E-04	2415
Gamma_wt16	3.0144E-04	1.9922E-04	2.4756E-04	1.3941E-05	7.6217E-04	1312
Gamma_wt17	5.4706E-05	4.9005E-05	2.2820E-04	1.2171E-05	3.4408E-04	2906
Gamma_wt18	1.5666E-05	1.5082E-05	2.1528E-04	1.1170E-05	2.5720E-04	3888
Gamma_wt19	4.0234E-06	5.0791E-05	1.9513E-04	1.1433E-05	2.6138E-04	3826
Gamma_wt20	2.8989E-04	2.2464E-04	2.2962E-04	1.4062E-05	7.5820E-04	1319
Gamma_wt21	4.9302E-05	6.0339E-05	2.1403E-04	1.1520E-05	3.3519E-04	2983
Gamma_wt22	1.2536E-05	7.2300E-06	2.0179E-04	1.0389E-05	2.3194E-04	4311
Gamma_wt23	4.7299E-06	1.0698E-05	1.9661E-04	1.0583E-05	2.2262E-04	4492
Gamma_wt24	2.4275E-06	1.9543E-05	1.8491E-04	1.0424E-05	2.1731E-04	4602
Gamma_wt25	2.8163E-04	1.3149E-04	2.1830E-04	1.2048E-05	6.4347E-04	1554
Gamma_wt26	4.6629E-05	2.0739E-05	2.0332E-04	1.0309E-05	2.8099E-04	3559
Gamma_wt27	1.1048E-05	3.3948E-06	1.9097E-04	9.6177E-06	2.1503E-04	4651
Gamma_wt28	3.2286E-06	2.2204E-06	1.8441E-04	9.2877E-06	1.9915E-04	5021
Gamma_wt29	1.6507E-06	7.9739E-06	1.7714E-04	9.2550E-06	1.9602E-04	5102
Gamma_wt30	7.0906E-07	2.4084E-05	1.7158E-04	1.0062E-05	2.0643E-04	4844
Gamma_wt31	2.7515E-04	3.8048E-05	2.0795E-04	1.0346E-05	5.3150E-04	1881
Gamma_wt32	4.4760E-05	1.0882E-05	1.9423E-04	9.4062E-06	2.5928E-04	3857
Gamma_wt33	1.0297E-05	2.2074E-06	1.8416E-04	8.7950E-06	2.0546E-04	4867
Gamma_wt34	2.8106E-06	1.2150E-06	1.7677E-04	8.2788E-06	1.8908E-04	5289
Gamma_wt35	1.1783E-06	1.7893E-06	1.7202E-04	8.3408E-06	1.8333E-04	5455
Gamma_wt36	5.2857E-07	7.4218E-06	1.6690E-04	8.9245E-06	1.8378E-04	5441
Gamma_wt37	2.1774E-07	2.3310E-05	1.6210E-04	9.6610E-06	1.9529E-04	5121
Gamma_wt38	2.6972E-04	5.1346E-05	1.9974E-04	1.0404E-05	5.3121E-04	1883
Gamma_wt39	4.3858E-05	9.0095E-06	1.8478E-04	9.0156E-06	2.4667E-04	4054
Gamma_wt40	9.9418E-06	3.5153E-06	1.7722E-04	8.1702E-06	1.9884E-04	5029
Gamma_wt41	2.6150E-06	1.1842E-06	1.7119E-04	7.8725E-06	1.8286E-04	5469
Gamma_wt42	8.6422E-07	9.3738E-07	1.6698E-04	7.7270E-06	1.7651E-04	5665
Gamma_wt43	4.4813E-07	1.5447E-06	1.6124E-04	7.9500E-06	1.7118E-04	5842
Gamma_wt44	1.6899E-07	7.5945E-06	1.5904E-04	8.6786E-06	1.7549E-04	5698
Gamma_wt45	7.8447E-08	2.3558E-05	1.5565E-04	9.5203E-06	1.8881E-04	5296
Gamma_wt46	2.6597E-04	1.5959E-04	1.9314E-04	1.1274E-05	6.2998E-04	1587
Gamma_wt47	4.3195E-05	2.7023E-05	1.8097E-04	9.2492E-06	2.6044E-04	3840
Gamma_wt48	9.6926E-06	3.6950E-06	1.7261E-04	7.7903E-06	1.9379E-04	5160
Gamma_wt49	2.5248E-06	6.5536E-07	1.6774E-04	7.2087E-06	1.7813E-04	5614
Gamma_wt50	7.4164E-07	7.1633E-07	1.6272E-04	7.3905E-06	1.7157E-04	5828
Gamma_wt51	4.0252E-07	8.1855E-07	1.5990E-04	7.3071E-06	1.6843E-04	5937
Gamma_wt52	1.5085E-07	1.6229E-06	1.5683E-04	7.6202E-06	1.6622E-04	6016
Gamma_wt53	6.8727E-08	7.0952E-06	1.5289E-04	8.6281E-06	1.6869E-04	5928
Gamma_wt54	4.0409E-08	2.2552E-05	1.5047E-04	9.4582E-06	1.8252E-04	5479
Gamma_wt55	2.6042E-04	1.8084E-04	1.8779E-04	1.1326E-05	6.4038E-04	1562
Gamma_wt56	4.2331E-05	3.5713E-05	1.7652E-04	9.0204E-06	2.6359E-04	3794
Gamma_wt57	9.5254E-06	3.4352E-06	1.6921E-04	7.6946E-06	1.8986E-04	5267
Gamma_wt58	2.4570E-06	5.7076E-07	1.6523E-04	6.8520E-06	1.7511E-04	5711

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Gamma_wt59	7.1951E-07	2.9464E-07	1.6114E-04	6.7386E-06	1.6889E-04	5921
Gamma_wt60	3.5675E-07	6.2461E-07	1.5787E-04	7.0522E-06	1.6590E-04	6028
Gamma_wt61	1.4808E-07	8.9425E-07	1.5524E-04	7.2480E-06	1.6353E-04	6115
Gamma_wt62	7.2356E-08	1.4827E-06	1.5198E-04	7.5848E-06	1.6112E-04	6206
Gamma_wt63	4.6330E-08	7.8278E-06	1.4926E-04	8.4917E-06	1.6563E-04	6038
Gamma_wt64	3.7205E-08	2.4573E-05	1.4720E-04	9.5257E-06	1.8134E-04	5515
Gamma_wt65	3.5851E-04	1.0638E-04	1.8596E-04	1.0419E-05	6.6127E-04	1512
Gamma_wt66	4.1725E-05	1.1217E-05	1.7576E-04	7.8670E-06	2.3657E-04	4227
Gamma_wt67	2.4115E-06	6.3099E-07	1.6486E-04	6.8700E-06	1.7477E-04	5722
Gamma_wt68	7.0929E-07	2.2276E-07	1.6156E-04	6.4293E-06	1.6892E-04	5920
Gamma_wt69	3.1864E-07	1.9509E-07	1.5822E-04	6.4392E-06	1.6517E-04	6054
Gamma_wt70	1.5994E-07	6.5498E-07	1.5523E-04	6.8674E-06	1.6291E-04	6138
Gamma_wt71	9.1477E-08	9.7340E-07	1.5341E-04	7.0931E-06	1.6157E-04	6189
Gamma_wt72	6.9208E-08	1.8105E-06	1.5117E-04	7.5010E-06	1.6055E-04	6229
Gamma_wt73	5.9807E-08	7.4215E-06	1.4995E-04	8.6793E-06	1.6611E-04	6020
Gamma_wt74	6.0669E-08	2.7831E-05	1.4956E-04	9.8659E-06	1.8732E-04	5339
Gamma_wt75	7.4464E-07	1.8137E-07	1.6192E-04	6.3088E-06	1.6915E-04	5912
Gamma_wt76	3.1163E-07	1.4636E-07	1.6055E-04	6.1141E-06	1.6712E-04	5984
Gamma_wt77	2.0403E-07	2.2085E-07	1.5676E-04	6.2714E-06	1.6345E-04	6118
Gamma_wt78	1.3955E-07	6.2098E-07	1.5568E-04	7.0408E-06	1.6348E-04	6117
Gamma_wt79	1.1777E-07	9.8816E-07	1.5407E-04	7.2759E-06	1.6246E-04	6156
Gamma_wt80	1.1205E-07	1.6912E-06	1.5342E-04	7.7570E-06	1.6298E-04	6136
Gamma_wt81	5.0241E-05	1.5618E-05	2.3982E-04	9.5135E-06	3.1519E-04	3173
Gamma_wt82	1.0678E-07	2.8479E-05	1.5137E-04	1.0040E-05	1.8999E-04	5263
Gamma_wt83	2.2630E-05	5.4588E-06	1.7230E-04	7.4543E-06	2.0784E-04	4811
Gamma_wt84	1.8885E-05	2.3764E-06	1.7136E-04	7.1686E-06	1.9979E-04	5005
Gamma_wt85	2.4822E-06	4.5459E-07	1.6520E-04	6.1772E-06	1.7431E-04	5737
Gamma_wt86	8.3434E-07	1.7376E-07	1.6540E-04	6.1628E-06	1.7257E-04	5795
Gamma_wt87	3.9609E-07	1.2415E-07	1.6387E-04	6.0998E-06	1.7049E-04	5865
Gamma_wt88	3.0019E-07	1.5756E-07	1.6156E-04	6.2726E-06	1.6829E-04	5942
Gamma_wt89	2.3962E-07	1.9199E-07	1.5846E-04	6.4175E-06	1.6530E-04	6049
Gamma_wt90	2.2198E-07	6.5601E-07	1.5777E-04	7.2384E-06	1.6588E-04	6028
Gamma_wt91	2.1106E-07	9.8397E-07	1.5681E-04	7.3528E-06	1.6536E-04	6047
Gamma_wt92	2.1166E-07	1.5754E-06	1.5626E-04	7.9041E-06	1.6596E-04	6026
Gamma_wt93	2.3931E-04	2.6048E-05	1.8274E-04	8.8556E-06	4.5694E-04	2188
Gamma_wt94	6.5470E-06	1.5003E-06	1.7205E-04	6.5313E-06	1.8663E-04	5358
Gamma_wt95	1.0398E-06	1.6924E-07	1.6889E-04	5.7755E-06	1.7588E-04	5686
Gamma_wt96	6.0052E-07	1.0778E-07	1.6600E-04	6.1335E-06	1.7285E-04	5785
Gamma_wt97	5.1219E-07	1.1479E-07	1.6546E-04	6.2594E-06	1.7234E-04	5802
Gamma_wt98	4.4461E-07	1.5052E-07	1.6353E-04	6.3844E-06	1.7051E-04	5865
Gamma_wt99	4.2912E-07	2.3362E-07	1.6246E-04	6.6067E-06	1.6973E-04	5892
Gamma_wt100	4.2035E-07	6.7966E-07	1.6128E-04	7.4550E-06	1.6983E-04	5888
Gamma_wt101	2.7842E-06	4.8550E-07	1.7322E-04	6.1179E-06	1.8261E-04	5476
Gamma_wt102	1.4411E-06	1.7714E-07	1.7348E-04	5.9696E-06	1.8107E-04	5523
Gamma_wt103	1.0273E-06	1.1130E-07	1.7098E-04	5.8261E-06	1.7794E-04	5620
Gamma_wt104	9.2950E-07	1.0504E-07	1.6898E-04	6.2358E-06	1.7625E-04	5674
Gamma_wt105	8.8047E-07	1.3286E-07	1.6734E-04	6.4238E-06	1.7478E-04	5721
Gamma_wt106	8.5198E-07	1.7661E-07	1.6645E-04	6.4489E-06	1.7393E-04	5749
Gamma_wt107	8.2585E-07	2.8079E-07	1.6689E-04	7.1283E-06	1.7513E-04	5710
Gamma_wt108	2.3336E-04	7.8448E-05	1.9273E-04	9.9193E-06	5.1445E-04	1944
Gamma_wt109	1.3039E-05	2.1795E-06	1.8370E-04	7.3721E-06	2.0629E-04	4848
Gamma_wt110	3.6771E-05	1.6339E-05	1.8107E-04	8.2257E-06	2.4241E-04	4125
Gamma_wt111	1.8734E-06	1.5279E-07	1.7603E-04	6.0652E-06	1.8412E-04	5431
Gamma_wt112	1.7327E-06	1.4189E-07	1.7370E-04	5.9930E-06	1.8157E-04	5508
Gamma_wt113	1.7018E-06	1.5380E-07	1.7332E-04	6.5018E-06	1.8168E-04	5504
Gamma_wt114	1.7097E-06	1.8759E-07	1.7251E-04	6.7965E-06	1.8120E-04	5519
Gamma_wt115	2.3154E-04	2.0805E-05	2.0062E-04	9.1571E-06	4.6212E-04	2164
Gamma_wt116	4.0805E-05	4.3283E-06	1.9077E-04	8.0149E-06	2.4392E-04	4100
Gamma_wt117	1.1903E-05	1.7167E-06	1.8894E-04	7.4345E-06	2.0999E-04	4762
Gamma_wt118	5.5546E-06	8.2411E-07	1.8625E-04	7.1051E-06	1.9974E-04	5007

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Gamma_wt119	3.4976E-06	2.4061E-07	1.8201E-04	6.1873E-06	1.9194E-04	5210
Gamma_wt120	3.4251E-06	2.5461E-07	1.8123E-04	6.6207E-06	1.9153E-04	5221
Gamma_wt121	3.4629E-06	2.5716E-07	1.8156E-04	7.0083E-06	1.9229E-04	5201
Gamma_wt122	2.2987E-04	3.6874E-05	2.0626E-04	9.9559E-06	4.8295E-04	2071
Gamma_wt123	4.3315E-05	1.2206E-05	1.9776E-04	8.9217E-06	2.6220E-04	3814
Gamma_wt124	1.5161E-05	2.7899E-06	1.9517E-04	7.9514E-06	2.2107E-04	4523
Gamma_wt125	9.1234E-06	1.1973E-06	1.9378E-04	7.6362E-06	2.1174E-04	4723
Gamma_wt126	7.6947E-06	8.5721E-07	1.9250E-04	7.3411E-06	2.0840E-04	4799
Gamma_wt127	7.1971E-06	5.8181E-07	1.9273E-04	6.9663E-06	2.0747E-04	4820
Gamma_wt128	7.1324E-06	5.7267E-07	1.9346E-04	7.1579E-06	2.0832E-04	4800
Gamma_wt129	2.2873E-04	1.3722E-04	2.1440E-04	1.2060E-05	5.9240E-04	1688
Gamma_wt130	5.0104E-05	3.4958E-05	2.0965E-04	9.9325E-06	3.0465E-04	3282
Gamma_wt131	2.2636E-05	1.0442E-05	2.0516E-04	9.0559E-06	2.4729E-04	4044
Gamma_wt132	1.7185E-05	2.2561E-06	2.0455E-04	8.2977E-06	2.3229E-04	4305
Gamma_wt133	1.5653E-05	1.4310E-06	2.0504E-04	7.8979E-06	2.3002E-04	4347
Gamma_wt134	1.5253E-05	1.4053E-06	2.0407E-04	8.0066E-06	2.2874E-04	4372
Gamma_wt135	2.3277E-04	3.3172E-04	2.2791E-04	1.5053E-05	8.0745E-04	1238
Gamma_wt136	5.9168E-05	1.1956E-04	2.2276E-04	1.1865E-05	4.1335E-04	2419
Gamma_wt137	3.7460E-05	2.8895E-05	2.2098E-04	1.0296E-05	2.9763E-04	3360
Gamma_wt138	3.5582E-05	9.7449E-06	2.2100E-04	9.3767E-06	2.7570E-04	3627
Gamma_wt139	3.3703E-05	3.4473E-06	2.2237E-04	9.0281E-06	2.6855E-04	3724
Gamma_wt140	3.2816E-05	3.4839E-06	2.2333E-04	8.8587E-06	2.6849E-04	3725
Gamma_wt141	4.0922E-05	1.3271E-05	2.3151E-04	9.1678E-06	2.9487E-04	3391
Gamma_wt142	2.4334E-04	3.9686E-04	2.4814E-04	1.6406E-05	9.0475E-04	1105
Gamma_wt143	7.6434E-05	2.9274E-04	2.4129E-04	1.5067E-05	6.2553E-04	1599
Gamma_wt144	6.3906E-05	1.2027E-04	2.4088E-04	1.2435E-05	4.3749E-04	2286
Gamma_wt145	6.6293E-05	2.9106E-05	2.4240E-04	1.1078E-05	3.4888E-04	2866
Gamma_wt146	7.2080E-05	1.1335E-05	2.4267E-04	1.0385E-05	3.3647E-04	2972
Gamma_wt147	7.5744E-05	1.3162E-05	2.4636E-04	1.0171E-05	3.4544E-04	2895
Gamma_wt148	3.8619E-04	4.0542E-04	2.8375E-04	1.7972E-05	1.0933E-03	915
Gamma_wt149	1.4528E-04	3.9322E-04	2.6721E-04	1.7071E-05	8.2278E-04	1215
Gamma_wt150	1.1103E-04	2.5214E-04	2.6604E-04	1.5723E-05	6.4494E-04	1551
Gamma_wt151	5.5989E-04	1.7002E-04	3.2751E-04	1.6128E-05	1.0735E-03	931
Gamma_wt152	1.1398E-04	9.7989E-05	2.6261E-04	1.1394E-05	4.8597E-04	2058
Gamma_wt153	4.3730E-05	9.0268E-06	2.3810E-04	9.7771E-06	3.0064E-04	3326
Totaal per jaar	8.4207E-03	7.4945E-03	2.9417E-02	1.4336E-03	4.6766E-02	21
Dit is een in … jaar	119	133	34	698	21	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor alle verkeer voor kavel Gamma

Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar
R-schepen	0.00842	119	0.02942	34	0.03784	26
N-schepen	0.00749	133	0.00143	698	0.00893	112
Totaal	0.01592	63	0.03085	32	0.04677	21

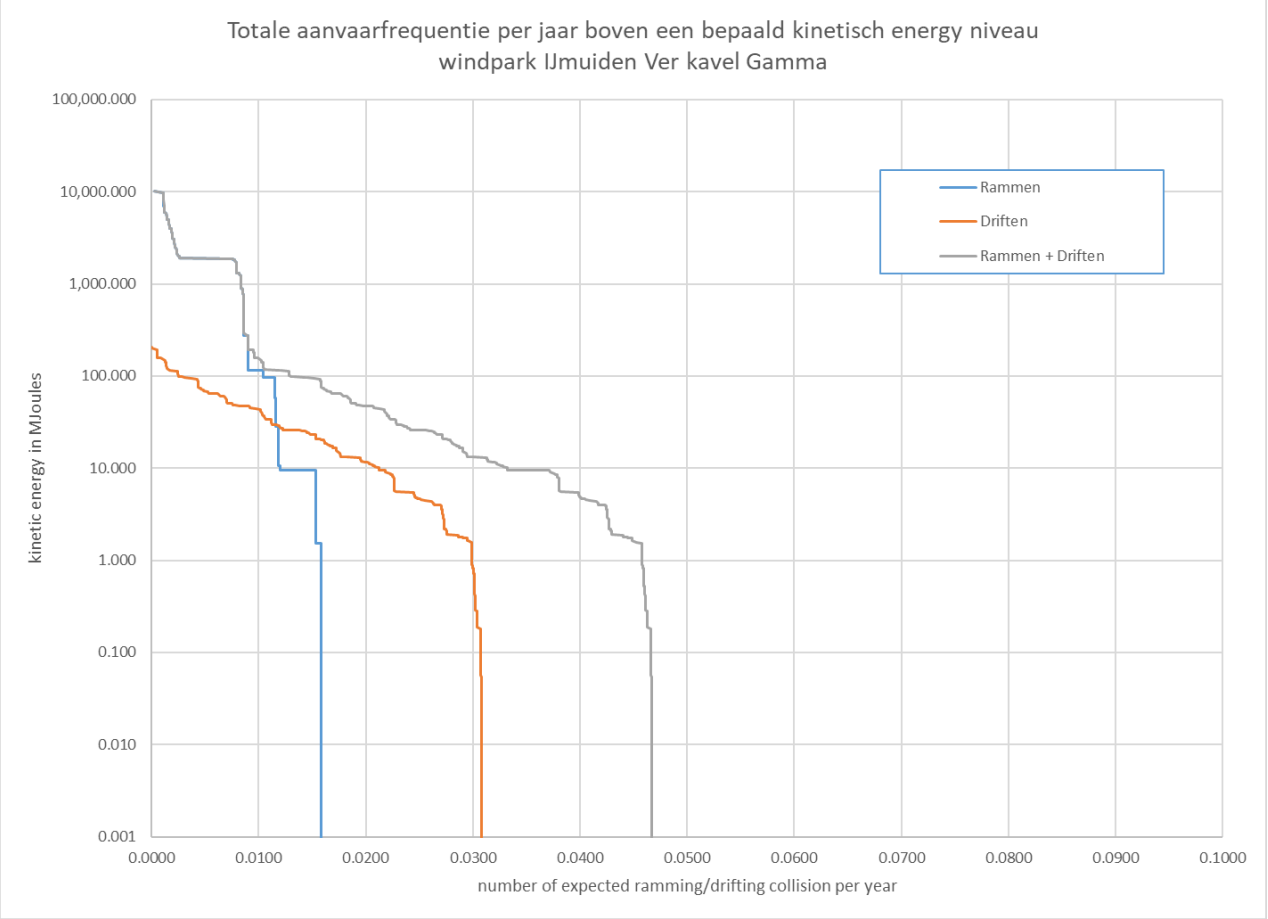
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schadesoort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos[1]	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	5.0101E-05	6.1217E-03	7.8685E-06	6.1797E-03
Chemicaliëntanker	2.6004E-05	5.2293E-03	1.0791E-05	5.2661E-03
Gastanker	1.0583E-05	1.6524E-03	0.0000E+00	1.6629E-03
Container+ RoRo	1.7152E-04	7.8269E-03	9.1162E-08	7.9985E-03
Ferry	5.1422E-04	6.4497E-03	5.8142E-06	6.9698E-03
Overige R-schepen	6.3563E-05	9.4416E-03	2.5530E-04	9.7605E-03
N-schepen	9.6002E-05	1.8368E-03	6.9953E-03	8.9281E-03
Alle schepen	9.3198E-04	3.8558E-02	7.2752E-03	4.6766E-02

Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark

Schade aan turbine	Rammen				Driften		Totaal		Aantal per jaar	Eens in de … jaar
	frontaal		Schampen							
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Geen	0.00E+00	5.17E-04	7.49E-08	5.09E-03	2.80E-04	1.39E-03	2.80E-04	7.00E-03	7.28E-03	137
Scheef	8.33E-09	4.89E-05	0.00E+00	2.05E-04	8.27E-03	4.40E-05	8.27E-03	2.97E-04	8.57E-03	117
Omvallen	7.58E-04	1.66E-04	6.83E-03	1.37E-03	2.09E-02	4.19E-06	2.84E-02	1.54E-03	3.00E-02	33
GosMos[1]	8.42E-05	1.72E-05	7.52E-04	7.88E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.36E-04	9.60E-05	9.32E-04	1073
Totaal	8.42E-04	7.49E-04	7.58E-03	6.75E-03	2.94E-02	1.43E-03	3.78E-02	8.93E-03	4.68E-02	21

[1] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming



Figuur A1-1 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau voor alle verkeer

Tabel A1-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines

Kinetische energie in MJ	Rammen			Driften			Totaal		
	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal
<1	0.0%	0.1%	0.1%	0.2%	1.8%	2.0%	0.2%	1.9%	2.1%
1-3	0.0%	1.1%	1.1%	5.0%	0.9%	5.8%	5.0%	1.9%	6.9%
3-5	0.0%	0.0%	0.0%	5.4%	0.3%	5.7%	5.4%	0.3%	5.7%
5-10	0.0%	7.2%	7.2%	7.0%	0.1%	7.1%	7.0%	7.3%	14.3%
10-15	0.0%	0.4%	0.4%	8.4%	0.0%	8.4%	8.4%	0.4%	8.8%
15-50	0.0%	0.6%	0.6%	20.7%	0.0%	20.8%	20.7%	0.6%	21.3%
50-100	0.0%	2.4%	2.4%	10.8%	0.0%	10.8%	10.8%	2.4%	13.2%
100-200	0.1%	3.0%	3.1%	5.2%	0.0%	5.2%	5.4%	3.0%	8.4%
>200	17.9%	1.4%	19.2%	0.1%	0.0%	0.1%	18.0%	1.4%	19.3%
Totaal	18.0%	16.0%	34.0%	62.9%	3.1%	66.0%	80.9%	19.1%	100.0%

Tabel A1-6 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de …jaar	Directe doden	
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar
Olietanker	5.0146E-06	4.5086E-05	19960	1.5458	0.000077
Chemicaliëntanker	2.7738E-06	2.3230E-05	38456	1.6569	0.000043
Gastanker	1.1428E-06	9.4402E-06	94491	1.3933	0.000015
Container + RoRo	1.7236E-05	1.5428E-04	5830	2.1076	0.000361
Ferry	5.1422E-05	4.6279E-04	1945	66.7531	0.034325
Overige R-schepen	6.6101E-06	5.6953E-05	15732	1.5684	0.000100
N-schepen	1.7221E-05	7.8782E-05	10416	0.3265	0.000031
Totaal	1.0142E-04	8.3056E-04	1073	37.5041	0.034953

APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.]

Inleiding

In de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) van de Noordzee worden tot 2030 een groot aantal windparken gebouwd. Dit heeft, zonder aanvullende maatregelen, een effect op de veiligheid van de scheepvaart op dit drukke deel van de Noordzee. Om deze effecten in kaart te brengen is onder andere door MARIN in 2018 en 2019 een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van bestaande en toekomstige windparken op de veiligheid van de scheepvaart ([Ref 1.]). Bij dit onderzoek zijn zowel kwantitatieve als kwalitatieve methoden gebruikt. Binnen dit onderzoek is ook onderzocht welke maatregelen genomen kunnen worden om het risico te verkleinen.

De ontwikkelingen rond de inrichting en de locaties van windparken hebben ervoor gezorgd dat er aanpassingen zijn gedaan aan de toen doorgerekende scenario's [Ref 1.]. Daarom heeft Rijkswaterstaat (RWS) aan MARIN gevraagd de effecten op de scheepvaartveiligheid van drie aanvullende ruimtelijke scenario's in kaart te brengen. Hierbij ligt de focus dit keer alleen op het bepalen van de kwantitatieve effecten op de scheepvaartveiligheid; het doorrekenen van de scenario's gebeurt met het scheepvaartveiligheidsrekenmodel SAMSON (Safety Assessment Model for Shipping Offshore and North Sea). Met behulp van SAMSON worden binnen dit onderzoek de frequenties bepaald voor schip-schip aanvaringen en die van aanvaringen en aandrijvingen van schepen met windturbine.

Doel

De onderzoeksvraag voor het project is: W*at zijn de cumulatieve en lokale effecten van drie verschillende ruimtelijke gebiedsscenario's met windparken op de scheepvaartveiligheid?*

De effecten op de scheepvaartveiligheid binnen dit onderzoek worden bepaald met behulp van SAMSON en bevatten:

- Het aantal verwachte schip-schip aanvaringen in de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ);
- De aanvaar- en aandrijffrequentie voor de bestaande offshore platformen (olie en gas)
- De totale aanvaar- en aandrijffrequentie met windturbines binnen de verschillende gebiedsscenario's met windparken.

Naast het bestaande scenario routekaart 2030 en het versnellingsscenario is binnen het onderzoek ook gekeken naar de verschillende indicatieve zoekgebieden uit het Programma Noordzee 2022-2027 richting 2040. Voor het complete beeld zijn ook de resultaten voor het basis scenario 2019 meegenomen.

Scenario's

Binnen het onderzoek zijn drie gebiedsscenario's beschouwd:

- **Scenario 1: Routekaart 2030 (RK2030)**

  Voor gebiedsscenario 1: de bestaande RK2030 worden, naast de operationele windparken PAWP[9], Luchterduinen, OWEZ[10] en Borssele de volgende toekomstige windparken beschouwd:

  - HKN (Hollandse Kust Noord)
  - HKZ (Hollandse Kust Zuid)
  - HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
  - TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
  - IJmuiden Ver (zuidelijk deel)

[9] PAWP: Prinses Amalia WindPark
[10] OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee

- **Scenario 2: Versnellingsopgave routekaart 2030+ (RK2030+)**

  Voor gebiedsscenario 2, (RK2030+) wordt er aanvullend aan de gebieden gedefinieerd in scenario 1: RK2030, ook gekeken naar de aanvullend aangewezen windenergiegebieden in het Programma Noordzee 2022-2027 (PN 2022-2027):

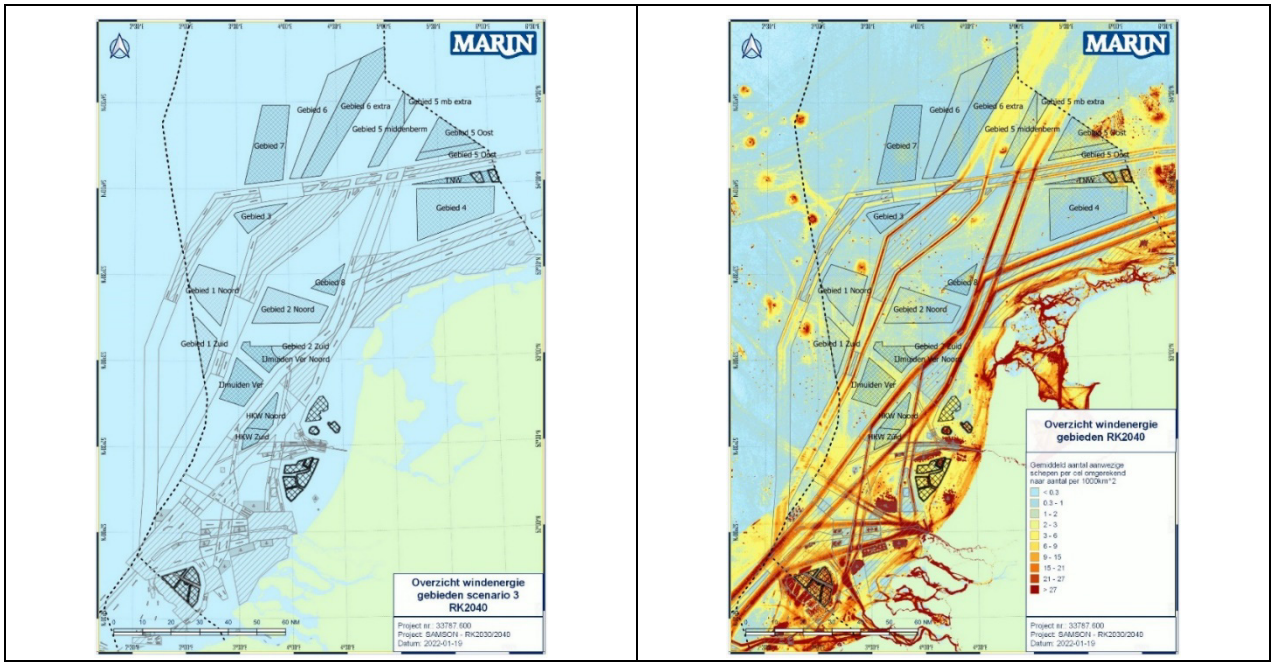
  - IJmuiden Ver (noordelijke deel)
  - Gebied 1: Nederwiek (noord en zuidelijk deel)
  - Gebied 2: Lagelander (noord en zuidelijke deel)
  - Gebied 5 Oost: Doordewind, waarbij twee opties beschouwd zijn:
    - Optie 1: zuidgrens tot 2nm van de rand van de vaargeul
    - Optie 2: zuidgrens tot 4nm van de rand van de vaargeul.

- **Scenario 3: Toekomstige routekaart 2040 (RK2040)**

  Voor gebiedsscenario 3 (RK2040), wordt er naast de windenergiegebieden uit RK2030 en de windenergiegebieden uit het PN 2022-2027 (RK2030+), ook gekeken naar alle mogelijke zoekgebieden zoals deze indicatief zijn in het PN 2022-2027 (RK2040):

  - Gebied 3
  - Gebied 4
  - Gebied 5 middenberm
  - Gebied 6 (inclusief het extra gebied aan de westzijde van Gebied 6
  - Gebied 7
  - Gebied 8

  In Figuur S1 zijn de alle beschouwde gebieden binnen RK2040 weergegeven. In de rechterkaart is ook de scheepvaartverkeerdichtheid voor alle schepen weergegeven, bepaald op basis van AIS-data over 2020.



Figuur S-1 Overzichtskaart windenergiegebieden beschouwd binnen scenario 3 - RK 2040. Rechter kaart bevat naast het windenergiegebied ook de verkeersdichtheid in 2020.

Uitgangspunten

Voor het uitvoeren van de berekeningen zijn de volgende uitgangspunten gebruikt:

- Routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, per scenario zijn de routes zodanig aangepast zodat deze om de meegenomen windenergiegebieden lopen. De totale intensiteit is gelijk gebleven. Er is geen autonome groei meegenomen, hierdoor zijn de verschillende scenario's goed vergelijkbaar. Daarnaast laat de meest recente netwerkanalyse Noordzee (2018/2019) zien dat de intensiteit van de scheepvaart niet significant gestegen is vanaf de eerste "metingen" in 2011. Voor het doel van het onderzoek was het niet direct noodzakelijk deze autonome groei mee te nemen.

- Niet-routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, verdeeld over gridcellen met een grootte van 4x4km. Voor de verschillende gebiedsscenario's is het niet-routegebonden verkeer binnen de grenzen van de windparken verplaatst naar de randen rond het gebied. Hierbij is, in overleg met de opdrachtgever (RWS), geen rekening gehouden met de huidige routes door het gebied of eventuele passagestroken door de gebieden. Er is ook geen extra werkvaart toegevoegd. Het extra werkverkeer is niet meegenomen omdat er nog te veel onzekerheden zijn rond de ontwikkeling van deze groep schepen. Daarnaast zal de intensiteit van het werkverkeer fluctueren en afhankelijk zijn van de fase van de verschillende windparken en de eventuele extra medegebruik activiteiten.

- Omdat de definitieve inrichting van de meeste windenergiegebieden nog niet bekend is, is voor deze windenergiegebieden een inrichting aangenomen. Deze is gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

    - Totaalaantal MW per gebied is bepaald uitgaande van een dichtheid van 10MW per km^2

    - Er zal gebruik gemaakt worden van 15 MW-windturbines

    - De windturbines staan evenredig verdeeld over het gebied, hierbij is geen rekening gehouden met eventuele pijpleidingen, kabels, platformen of andere bestaande of geplande objecten omdat de windenergiegebieden op het moment van deze studie nog niet verkaveld zijn.

Resultaten

In Tabel S1 zijn de resultaten van beide doorgerekende kans op incident-types weergegeven (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen) weergegeven.

- Voor het scenario RK2030, met in totaal 1281 windturbines in de verschillende windenergiegebieden, is het gemiddeld totaalaantal verwachte aanvaringen (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine) 7.15 per jaar (6,31 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,56 schip-windturbine).
- Voor het versnellingsscenario RK2030+, met 2925 windturbines, zal dit aantal aanvaringen oplopen naar 7,56 per jaar, waarvan 6,32 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,98 schip-windturbine. Met name veroorzaakt door een forse groei in het aantal schip-windturbine aanvaringen.
- Voor het indicatieve scenario RK2040 (6048 windturbines) zal het totaal aantal verwachte aanvaringen toenemen naar 8.06 per jaar, waarvan 6,33 schip-schip, 0.29 schip-platform en 1,44 schip-windturbine. Voor dit scenario (RK2040) zal het totaal aantal aanvaringen groeien met 20,6% t.o.v. het basis scenario 2019 voor alle incidenten samen incident typen samen.
- Voor alleen de frequentie schip-windturbine neemt het aantal verwachte incidenten toe van 0,1 per jaar in het basis scenario 2019 naar 0,56 per jaar voor het RK2030 scenario, dit is een toename van meer dan 460%. Binnen het scenario RK2040 neemt het aantal verwachte schip-turbine aanvaringen toe naar 1,44 per jaar, een groei van 1340% ten opzichte van het basis scenario 2019.

Tabel S-1 Totale verwachte incident frequenties voor de verschillende scenario's

Scenario	Verwachte aantal incidenten per jaar (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen)					
	Schip-schip	Schip-platform	Schip-windturbine			TOTAAL
			Rammen	Driften	Totaal	
Basis (2019)	6,304	0,280	0,049	0,051	0,100	6,684
RK 2030	6,308	0,281	0,234	0,328	0,562	7,151
RK 2030+	6,319	0,275	0,420	0,558	0,978	7,572
RK 2040	6,331	0,290	0,635	0,801	1,436	8,057
Absolute verschil						
RK2030 – Basis 2019	0,004	0,001	0,185	0,278	0,462	0,467
RK2030+ – Basis 2019	0,015	-0,005	0,371	0,507	0,878	0,888
RK2040 – Basis 2019	0,027	0,010	0,586	0,750	1,336	1,374
RK2040 - RK2030	0,023	0,009	0,401	0,473	0,874	0,906
Procentuele groei						
RK2030 t.o.v. basis 2019	0,1%	0,3%	377,3%	547,4%	463,8%	7,0%
RK2030+ t.o.v. basis 2019	0,2%	-1,8%	757,0%	999,9%	880,5%	13,3%
RK2040 t.o.v. basis 2019	0,4%	3,7%	1196,7%	1479,4%	1340,5%	20,6%
RK2040 t.o.v. RK2030	0,4%	3,3%	**171,6%**	**144,0%**	**155,5%**	12,7%

Schip-schip aanvaringen

De effecten van de verandering van de verkeersroutes en verschuivingen van verkeersintensiteiten bij de drie doorgerekende ruimtelijke scenario's met het SAMSON-model zijn klein omdat bij de keuze van de gebieden rekening is gehouden met het bestaande verkeersscheidingsstelsel. Voor alle scenario's geldt dat de te verwachte groei van het aantal schip-schip aanvaringen als gevolg van de aanpassingen in vaarroutes niet meer is dan 1% ten opzichte van het bestaande scenario RK2030. Binnen het onderzoek is geen groei in scheepvaartintensiteit meegenomen. De vergelijking wordt dus alleen gemaakt voor de aanpassing van de vaarroutes door de aanleg van de verschillende windparken.

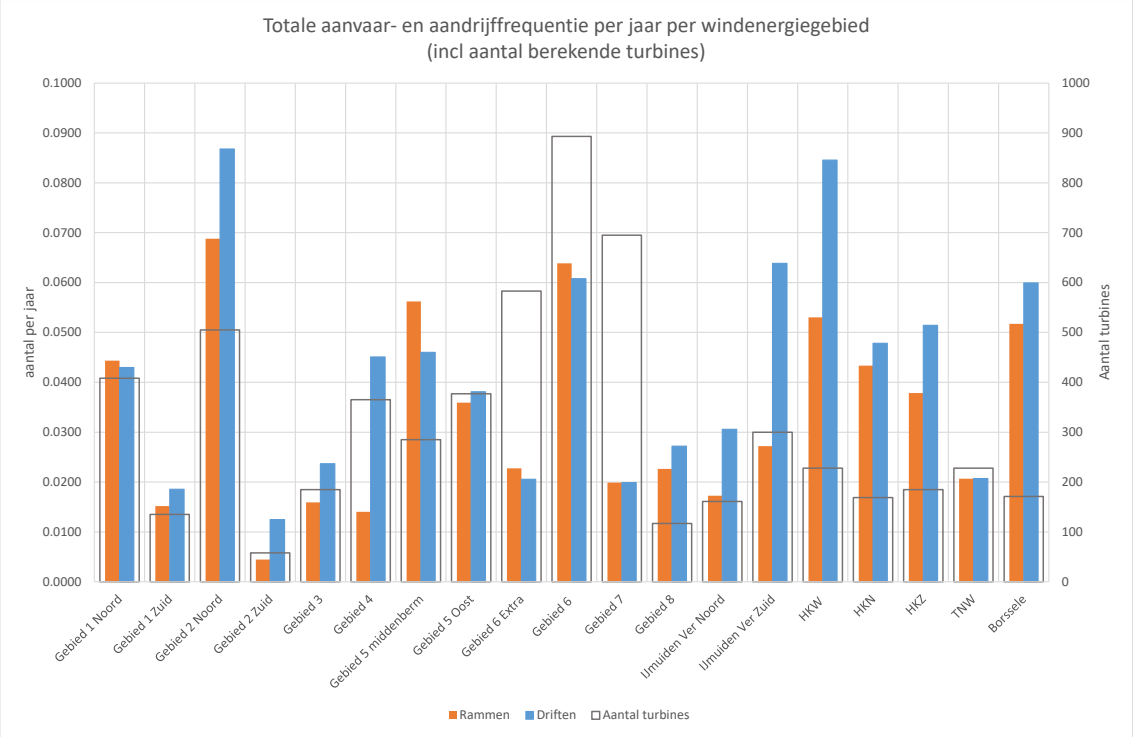
Het grootste effecten treden op aan de randen rond de verschillende windenergiegebieden, in de bufferzone en binnen de windenergiegebieden zelf. Het niet-routegebonden verkeer dat eerst in de windparken is waargenomen is verplaatst naar de bufferzone tussen het windenergiegebied en de vaarroutes. Dus het aantal verwachte schip-schip aanvaringen voor niet-routegebonden schepen onderling is verplaatst van binnen het toekomstige windenergiegebied naar de bufferzone net buiten het windenergiegebied. Daarbij komt dat in de bufferzone er meer interactie is met het routegebonden verkeer in de vaarroutes, dus de toename die zichtbaar is voor dit type aanvaring zal zich concentreren in de gebieden rond de windenergiegebieden.

Tenslotte zijn op een aantal locaties bestaande (kleinere) routes aangepast waardoor deze meer geconcentreerd zijn. In de situatie zonder windenergiegebieden lopen er een aantal oost-west georiënteerde routes tussen de VSS Vlieland aan de oostkant van de Nederlandse EEZ en het Verenigd Koninkrijk aan de westkant. Deze routes zullen meer samengevoegd worden aan de noordkant van IJmuiden Ver/gebied 2 en Gebied 1 of door de corridor tussen IJmuiden Ver, het kruisen van het tussenliggende VSS West Friesland en de corridor door Gebied 1.

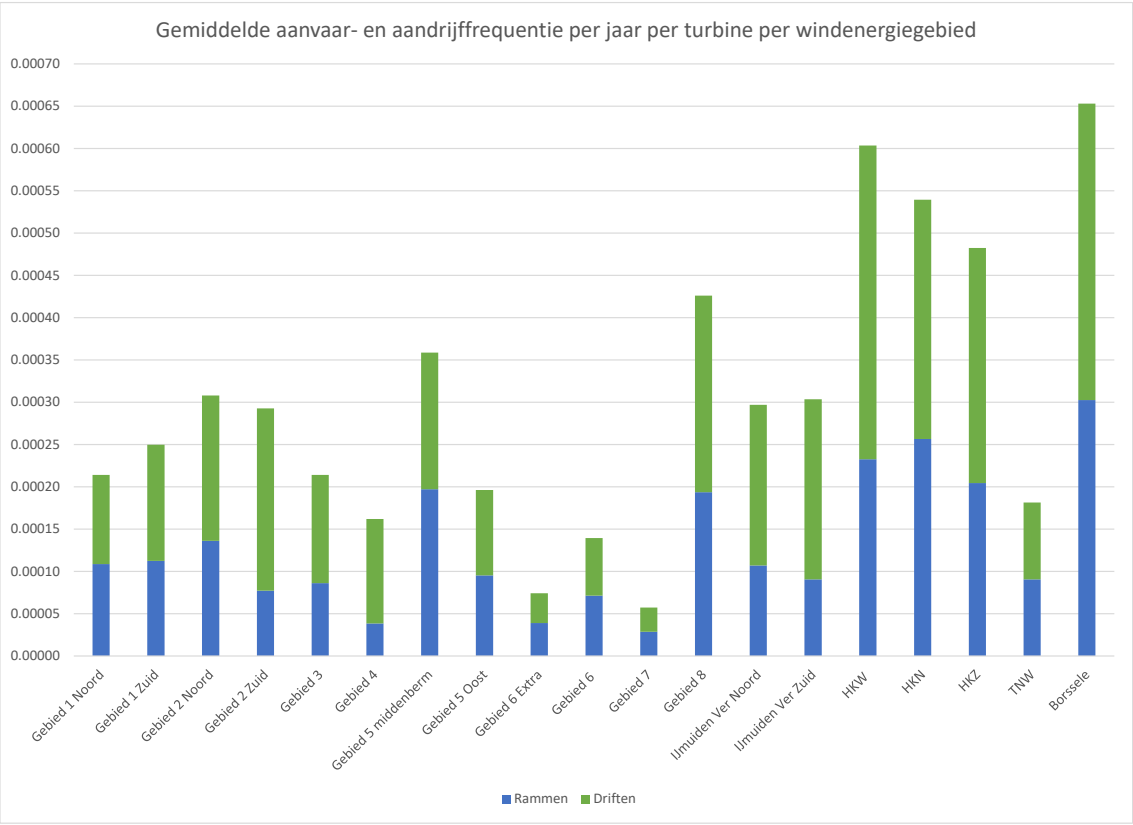
Ook zal de middenberm bij gebied 5 in het noorden ervoor zorgen dat er meer verkeer getrechterd wordt door een smaller gebied. Dit vergroot de kans op interactie. De effecten van de middenberm zijn in meer detail onderzocht in de FSA-Baltische route ([Ref 12.]).

Schip-windturbines

In totaal is het aantal verwachte aanvaringen/aandrijvingen met een windturbine in RK2030 0,562 per jaar (eens in de 1.8 jaar). Voor het scenario RK2030+ is dit 0,978 per jaar (eens per jaar) en voor RK2040 1.436 per jaar (eens in de 0.7 jaar, meer dan eens per jaar).



Figuur S-2 Totale aanvaar- en aandrijffrequenties per jaar per windenergiegebied (incl. aantal windturbines)

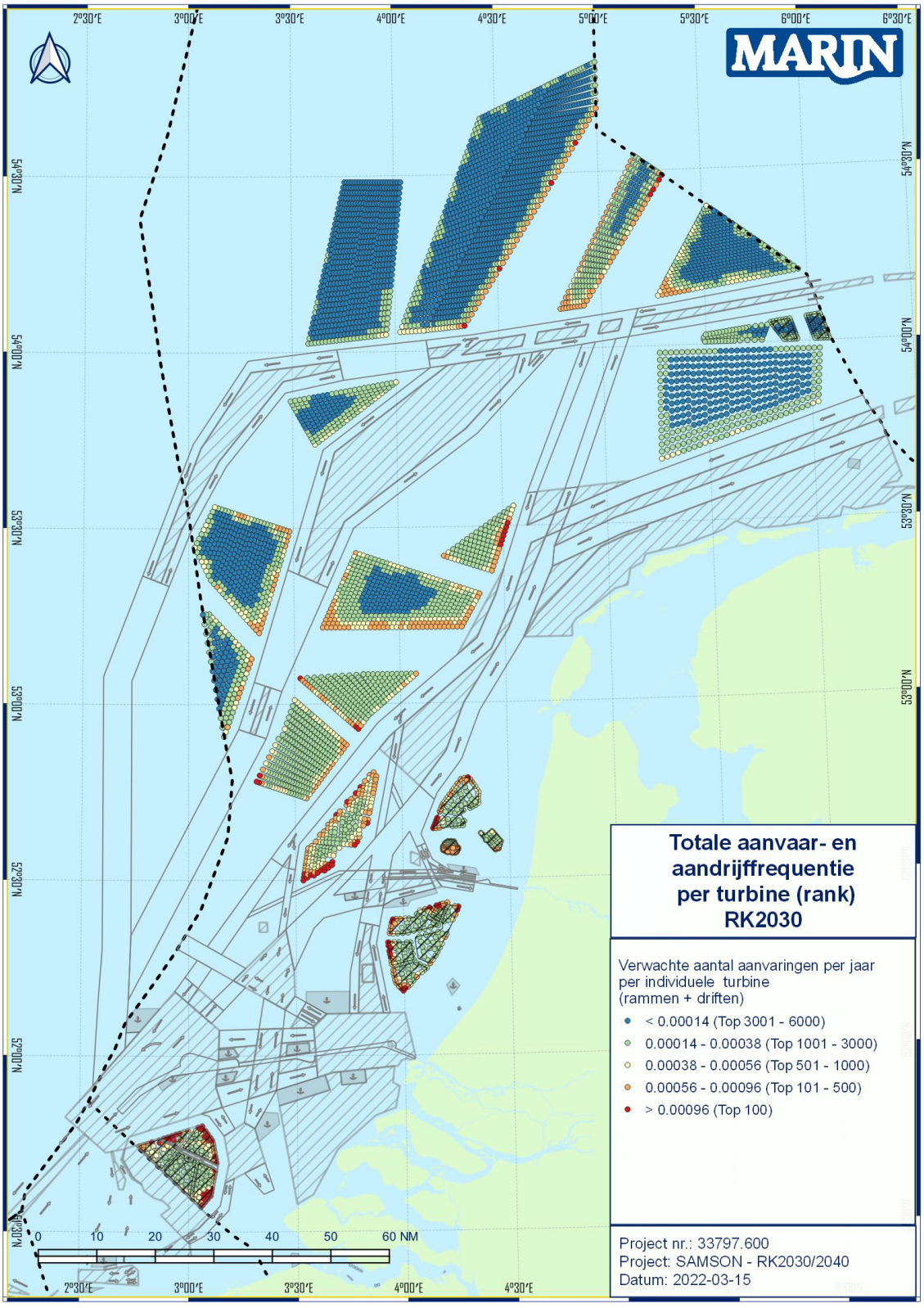


Figuur S-3 Gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per jaar per windturbine per windenergiegebied.

De totale aanvaar- en aandrijffrequentie is het hoogst voor de windenergiebieden Gebied 2-Noord, Gebied 6, HKW en Borssele. Een deel van deze gebieden heeft ook het hoogste aantal windturbines. Daarom is in Figuur S3 ook de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine per windenergiegebied weergegeven. Hieruit volgt dat de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine voor de windparken HKW en Borssele het hoogst zijn, gevolgd door de windparken HKN, HKZ en Gebied 8.

Deze windparken liggen in het zuidelijke drukkere deel van de Nederlandse EEZ. In dit deel van de EEZ liggen de verschillende aanloopgebieden richting de Nederlandse Havens (Westerschelde, Rotterdam en IJmuiden/Amsterdam), de windparken in dit deel van de EEZ zijn dan ook veelal omringd door verschillende drukke verkeersroutes. De windparken in het noorden van de Nederlandse EEZ liggen verder van de drukke verkeersroutes af (m.u.v. Gebied 5-MB). Daarnaast is de verkeersintensiteit van het niet-routegebonden verkeer dichter bij de kust en in de aanloopgebieden hoger dan in de noordelijke gebieden.

Op basis van deze totaaltabellen zijn de locaties van deze windturbines met de hoogste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie grafisch weergegeven Figuur S4. In de figuur zijn in de legenda de grenzen zo gekozen dat de top 100 windturbines rood zijn weergegeven, de top 101-500 oranje, de top 501 – 1000 geel, de top 1001-3000 groen en de overige windturbines blauw. Hierdoor is inzichtelijk welke windturbines de grootste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. De windturbines met de hoogste individuele totale aanvaar- en aandrijffrequentie staan langs de randen van de windparken grenzend aan de doorgaande verkeerroutes. Wanneer alleen gekeken wordt naar de aanvaarfrequenties (rammen) is dit effect duidelijk zichtbaar, en laten de windturbines aan de randen van de noordelijke windparken (gebied 5 en 6) hoge individuele aanvaarfrequenties zien. Wanneer echter alleen naar de aandrijffrequenties gekeken wordt zijn het met name de individuele windturbines in de zuidelijk Noordzee die een hogere frequentie laten zien. Met name Borssele en HKW.



Figuur S-4 *Totale verwachte individuele aanvaar- en aandrijffrequentie (rammen + driften), rood top 100 windturbines.*

Aanbevelingen

Monitoring scheepvaartverkeer en trend analyses

Voor het goed kwantitatief modelleren van de effecten van de offshore windparken op de scheepvaartveiligheid is het belangrijk een goed beeld te hebben van zowel de huidige scheepvaart en als de verwachte veranderingen. Met name de verwachte veranderingen voor het niet-route gebonden verkeer (werkvaart) zijn nu nog erg onzeker; hierdoor zijn effecten van de verwachte toename van deze groep schepen in deze studie nog niet mee genomen. Dit leidt tot een onderschatting van het risico. Het is dan ook belangrijk dat de ontwikkeling van de scheepvaart de komende jaren op de Noordzee goed gemonitord wordt en dat deze date geanalyseerd wordt.

Beperkte ruimte voor manoeuvreren

Door de aanwezigheid van de windparken worden schepen beperkter in de ruimte die beschikbaar is voor “goed zeemanschap”, zoals bijvoorbeeld uitwijken, maar ook het kiezen van de juiste veilige koers in slecht weer. Deze effecten kunnen momenteel nog niet in de huidige versie van SAMSON gekwantificeerd worden, maar binnen verschillende expertsessie wordt dit wel als een risico aangegeven. Het is dus belangrijk dat er onderzoek gedaan wordt naar op welke plekken schepen meer ruimte nodig hebben bij uitdagende weersomstandigheden.

Gevolgen van aanvaringen met windturbines

De huidige studie beperkt zich tot het bepalen van de verwachte aanvaarfrequenties. Voor een volledige risicoanalyse is het ook belangrijk de gevolgen van de incidenten mee te nemen. Met name de gevolgen van een aanvaring of aandrijving met een windturbine. Het is belangrijk dat hier aanvullend onderzoek naar gedaan wordt en dat deze resultaten gekoppeld worden aan de resultaten van SAMSON, zoals ze in dit rapport gepresenteerd zijn. Hierbij is het van belang dat er niet alleen gekeken wordt naar de gevolgen voor de windturbine, maar zeker ook naar de schade die het schip op loopt.

Ontwikkeling SAMSON

Voor het kwantitatief vaststellen van de effecten van windparken, trends in scheepvaart of andere ontwikkelingen op de Noordzee is het model SAMSON ontwikkeld door MARIN in samenwerking met RWS. Om op de veranderingen in te kunnen spelen en daarmee goed toekomstbestendig te zijn is het belangrijk dat het SAMSON model up-to-date blijft, door het onderhouden van basis gegevens die binnen het model gebruikt worden, maar ook door het toevoegen van nieuwe ontwikkelingen (programmadelen).

APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030

Aan : **Kees Storm, Begeleidingsgroep cumulatieve effecten WOZ**
Van : **Max Duursma, Yvonne Koldenhof**
CC : **Joris Brouwers, Sjaco Pas**
Datum : **21-06-2018**
Project nr. : **31132**
Onderwerp : **Uitgangspunten groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart**

Hieronder staan de uitgangspunten voor het groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart.

1. *UPT Erasmus scenario voor autonome groei*

De scenario's worden onderscheiden op basis van twee 'key uncertainties', namelijk de ontwikkeling van de volumes in de Noordzee en de ontwikkeling van het maritieme netwerk. Op basis van deze vier scenario's is een autonoom ontwikkelingsscenario opgesteld voor de ontwikkeling richting 2030, zichtbaar in onderstaande Tabel A3 1.

Tabel A3 1 Overzicht autonoom ontwikkelscenario 2030

Groeifactoren per jaar		Scheepsgrootte (GT)		
		Klein	Middel	Groot
		<100-1.599	1.600-29.999	30.000-999.999
Verandering grootte		1,000	1,020	1,025
Verandering aantal	Bestemming Rotterdam	1,000	1,020	1,000
	Doorvaart	1,000	1,010	1,010
Niet route-gebonden	Aanlegverkeer	1,000	1,020	1,000
	Onderhoudsverkeer	1,015	1,005	1,000
	Aantal visserijschepen	0,990	1,000	1,000

2. *Visserij*

Voor de visserij schepen nemen we groeifactor 1,000. Wat betreft het aantal visserijschepen stelt het Erasmus rapport dat het aantal visserijschepen afneemt (factor 0,990 <100-1.599 GT). In de analyse van de heer Sjaco Pas van de Kustwacht, wordt een kleine toename verwacht met een verschuiving van een aantal schepen naar buiten de wind gebieden, dus in eerste instantie wat meer vissersvaartuigen op een kleinere ruimte. Voor autonome groei houden we de groei factor op 1,000

3. *Inrichting windparken*

In Tabel A3 2 is een overzicht gegeven van de inrichting van de bestaande en geplande windparken. Voor de berekeningen wordt uitgegaan van monopiles van het aangegeven vermogen. Voor de windparken uit de routekaart 2023 (Borssele, HK(noord) en HK(zuid)) wordt gebruikt gemaakt van het grid (de inrichting) zoals deze binnen de MER aangenomen is. Voor de windparken routekaart 2030 worden de turbines middels grid evenredig verspreid over het windpark. Tenslotte zal voor de parken

HK(west) en IJmuiden Ver in de inrichting van het park rekening gehouden worden met een corridor voor de scheepvaart van en naar de UK.

Tabel A3 2 Overzicht verwachte vermogen en aantal turbines voor de bestaande en geplande parken (uitgangspunten voor de berekeningen)

Oppervlakte en vermogen wind op zee
Versie 7 mei 2018

Gebied	Bruto oppervlak (km^2) excl. veiligheidszone	Vermogen (MW)	Vermogen (MW) gepland	aantal turbines	vermogen per turbine	dichtheid (berekend)	Bouwjaar (gepland)
							Bestaande windparken
OWEZ	27	108		36	3	1.33	2008
Amalia	22	120		60	2	2.73	2008
Luchterduinen	16	129		43	3	2.69	2015
Gemini	68	600		150	4	2.21	2017
Totaal bestaande windparken	**133**	**957**					
						Routekaart 2023	
Borssele I en II	344	752	700	94	8	0.50	2019
Borssele III en IV		731.5		77	9.5		2020
Borssele V		19		2	9.5		2020
HK (zuid) I en II	356	752	700	*94*	*8*	0.53	2021
HK (zuid) III en IV		752	700	*94*	*8*		2022
HK (noord)	125	760	700	*76*	*10*	0.61	2023
Totaal routekaart 2023	**799**	**3766.5**	**3500**				
						Routekaart 2030	
HK (west)	349	*1500*	*1400*	*125*	*12*	*0.36*	2024-2025
TnvdW	140	*756*	*700*	*63*	*12*	*0.45*	2026
IJmuiden Ver	803	*4290*	*4000*	*286*	*15*	*0.36*	2027-2030
n.t.b.		*900*	*900*				
Totaal routekaart 2030	**1292**	**7446**	**7000**				

4. *Overige activiteiten op zee*

Uitgangspunt is dat alle bestaande olie en gas platformen die in 2014 op het NCP stonden zullen worden gehandhaafd voor de situatie 2030.[11]

Ook wordt aangenomen dat er eventueel andere activiteiten kunnen gaan plaatsvinden (bijv. zeewierkweek o.i.d.). Het is nu echter nog te onzeker waar dit zal gaan plaatsvinden. Een goede aanname is dat dit wellicht in de windparkgebieden zal plaatsvinden, wat een extra stroom werkvaart zou kunnen veroorzaken (zie werkvaart). Binnen de berekening zal, naast de werkvaart, geen extra rekening gehouden worden met andere activiteiten op de Noordzee, anders dan de platformen.

5. *Werkvaart*

Door de aanleg van de windparken zullen twee typen werkvaart ontstaan:

- Werkvaart tijdens de aanleg van de parken
  Uit het overzicht in Tabel A3 2 volgt dat alleen IJmuiden Ver nog in aanbouw zal zijn in 2030. Er zal dus in de berekening alleen rekening worden gehouden met een extra verkeersstroom van grotere aanleg schepen tussen IJmuiden en IJmuiden Ver.

- Onderhoudsschepen
  Afhankelijk van de afstand tot de kust zullen verschillende aannames worden gedaan m.b.t. de onderhoudsschepen:
  - Afstand < 30NM tot de kust

    Op basis van de resultaten van Netwerkevaluatie 2015-2016 en/of resultaten studie monitoring windparken over 2017 bepalen we het aantal vaarbewegingen naar de bestaande parken van onderhoudsschepen inclusief de verdeling over de grootte. Het aantal schepen zal afhangen van de grootte van het park (aantal turbines). Uiteindelijk zullen we een aanname moeten doen naar het verwachte aantal gemiddelde vaarbewegingen per turbine. Dit zal de basis worden voor het vaststellen van het aantal vaarbewegingen van onderhoudsschepen naar de verschillende gebieden.

[11] In de toekomst zou het kunnen dat de functie van een offshore platform veranderd, bijvoorbeeld CO2 opslag, maar dit heft geen effect op de kwantitatieve risicoanalyse.

- Afstand > 30 NM tot de kust

  Voor deze parken wordt rekening gehouden met een moederschip scenario. De aanname is dat er een groter werkschip zal varen tussen de kust en het park (*frequentie 1 keer per week*). Dit schip zal gedurende de week min of meer op een vaste plek liggen, vervolgens zullen er kleinere schepen de mensen van en naar de individuele turbines brengen. Dit zijn scheepsbewegingen die alleen binnen het park zullen plaats vinden.

Voor de verschillende gebieden zullen de onderhoudsschepen vanuit verschillende locaties uitvaren. In Tabel A3 3 zijn de aannames weergegeven zoals deze in de berekeningen gebruik zullen gaan worden.

Tabel A3 3 Overzicht windenergiegebieden en onderhoudsschepen

Windenergiegebied	**Onderhoudsschepen vertrekken vanuit:**
Hollandse Kust (noord)	IJmuiden
Hollandse Kust (zuid)	Rotterdam
Hollandse Kust (west)	IJmuiden
IJmuiden ver	IJmuiden
Borssele	Vlissingen
Ten noorden van de Wadden	Delfzijl/Eemshaven

Werkvaart naar bestaande platformen
Naast de werkvaart van en naar de windparken is er ook de reeds bestaande werkvaart op de Noordzee. De aanname in de berekening is dat deze gelijk blijft in 2030 aan de situatie zoals we die in 2015/2016 waarnemen vanuit de AIS. De aanname is dus dat zowel de frequentie als het type schepen die de bestaande platformen bezoeken, gelijk blijft.

Werkvaart naar eventuele nieuwe activiteiten
Het is nog onduidelijk en onzeker of er wellicht andere activiteiten (zeewierkweek o.i.d.) op de Noordzee zullen gaan plaatsvinden. Het is dus ook lastig vast te stellen hoeveel extra werkvaart dit gaat opleveren, en van welk type, en waarheen deze schepen dan zullen varen. Vanuit RWS is aangegeven dat men het aannemelijk acht dat voor de windparken Borssele, HKN en HKZ wel mede gebruik verwacht wordt. Voor de overige parken niet. Het voorstel is om de extra werkvaart voor deze extra activiteit binnen deze windparken mee te nemen, en hiervoor een factor aan te nemen op het aantal onderhoudsschepen. Omdat het lastig is deze factor in te schatten, is het voorstel een aanname te doen van 3 extra onderhoudsschepen per week per windpark gebied, voor de eventuele extra activiteiten in het park. (Extra bewegingen tussen Vlissingen en Borssele en tussen HKZ en Rotterdam en tussen HKN en IJmuiden)

6. *Ankergebieden*

Met betrekking tot de ankergebieden binnen het studiegebied wordt aangenomen dat zowel de locatie als de bezetting van de gebieden niet wijzigt in 2030 t.o.v. de situatie in 2015/2016.

M A R I N
P.O. Box 28

6700 AA Wageningen
The Netherlands

T +31 317 49 39 11
E info@marin.nl

I www.marin.nl

Bijlage 6a
Aanvulling - Achtergrondrapportage scheepvaartveiligheid



MEMO

Aan	:	**Pondera Consult B.V.**
Van	:	**Andries Nap (MARIN)**
CC	:	**Yvonne Koldenhof (MARIN)**
Datum	:	**11 April 2024**
Project nr.	:	**35622.600**
Onderwerp	:	**Aanvullend onderzoek effecten scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma & platform K17-FA-1 (definitieve memo)**

INHOUDSOPGAVE

1 INLEIDING 2

2 DOEL 2

3 BEOORDELING WIJZIGING KAVELGRENS VOOR KAVEL GAMMA 3
3.1 Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma' [Ref 1.] 3
3.2 Effect wijziging kavelgrens op de turbine posities 3
3.3 Effect wijziging kavelgrens op de conclusies uit eerder onderzoek [Ref 1.] 5

4 BEOORDELING WIJZIGING KAVELGRENS VOOR K17-FA-1 7
4.1 Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL) [Ref 2.] 7
4.2 Effect wijziging kavelgrens op de situatie rondom het platform 7
4.3 Effect wijziging kavelgrens op de conclusies uit eerder onderzoek [Ref 2.] 8

5 CONCLUSIE 8

REFERENTIES 9

1 INLEIDING

Pondera Consult B.V. is verantwoordelijk voor het opstellen van de milieueffectrapportage (MER) van de kavel Gamma binnen windenergiegebied op zee ‘IJmuiden Ver’. Als onderdeel van deze m.e.r. heeft MARIN de effecten op de scheepvaartveiligheid beoordeeld voor zowel het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma [Ref 1.] als het aanwezige mijnbouwplatform K17-FA-1 [Ref 2.].

Het ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK) heeft Pondera gevraagd om een aanvullende beoordeling van de scheepsvaartveiligheid. Aanleiding voor dit aanvullende onderzoek is dat in het Programma Noordzee (PNZ) als uitgangspunt een breedte van de clearway van IJmuiden Ver 6400 meter is opgenomen. De breedte van de clearway gehanteerd in (de kaarten van) het MER van kavel Gamma varieert tussen ca. 6200 en ca. 6300 meter.

De behoefte is om de breedte van de clearway in lijn te brengen met uitgangspunt van PNZ door wijziging van de zuidgrens van kavel Gamma. Dit verandert mogelijk de situatie voor scheepsvaart en de effecten op het windpark en nabijgelegen mijnbouw platform (K17-FA-1). Hierdoor zouden de conclusies uit bovengenoemde rapport en memo kunnen wijzigen.

2 DOEL

Het doel van de studie is onderzoeken of de twee alternatieve kavelindelingen effect hebben op de conclusies in het rapport ‘Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma’ [Ref 1.] en de memo ‘Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL)’ [Ref 2.].

3 BEOORDELING WIJZIGING KAVELGRENS VOOR KAVEL GAMMA

In paragraaf 3.1 worden de uitgangspunten en conclusies uit het oorspronkelijke onderzoek beknopt neergezet. In paragraaf 3.2 worden de wijzigingen in uitgangspunten toegelicht. In de laatste paragraaf 3.3 wordt het effect van deze wijzigingen ten opzichte van de eerdere conclusies geduid.

3.1 Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma' [Ref 1.]

De conclusie uit het onderzoek naar de scheepvaartveiligheid is dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel Gamma eens in de 21 jaar is, zie Tabel 3-1. De gemiddelde en maximale frequentie per turbine is vergelijkbaar met de aanvaar- en aandrijffrequenties voor kavels Alpha en Beta binnen windenergiegebied IJmuiden Ver maar beduidend lager dan de aanvaar- en aandrijffrequenties voor windenergiegebied Hollandse Kust West.

De aandrijffrequentie is hoger dan de aanvaarfrequentie, waarbij de turbines (nr.148 en nr.151) op de hoekpunten van de kavel de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. De aanvaarfrequenties tussen route-gebonden schepen en de turbines langs de clearway tussen kavel Beta en kavel Gamma worden gedomineerd door de aanvaarfrequentie met de ferry. De ferry vaart relatief dicht langs de turbines omdat de clearway 3,4 nm breed is. Ter vergelijking: voor de afstand tussen de VSS en windenergiegebieden geldt als vertrekpunt een minimale afstand van 2 nm [Ref 3.]. De schepen in de VSS varen dus op grotere afstand tot de turbines dan de schepen in de clearway door windenergiegebied IJmuiden Ver.

Tabel 3-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel Gamma

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver Gamma	153	0.0084	0.0075	0.0159	0.0294	0.0014	0.0309	0.0468	21

Uitgangspunten bij deze resultaten is dat wordt uitgegaan van geen integrale doorvaart of doorvaart in passages. Alle passerend verkeer vaart dus langs het windenergiegebied. Alleen bestemmingsverkeer (werkvaart) zal in de toekomst binnen het windenergiegebied varen, maar deze schepen zijn niet meegenomen in de analyse. Daarnaast is het uitgangspunt dat een worst-case opstelling van de turbines is doorgerekend. Een aantal turbines zijn nu gepositioneerd op de kavelgrens.

3.2 Effect wijziging kavelgrens op de turbine posities

De behoefte is om de breedte van de clearway in lijn te brengen met uitgangspunt van PNZ door wijziging van de zuidgrens van kavel Gamma. De volgende 2 varianten zijn doorgerekend:

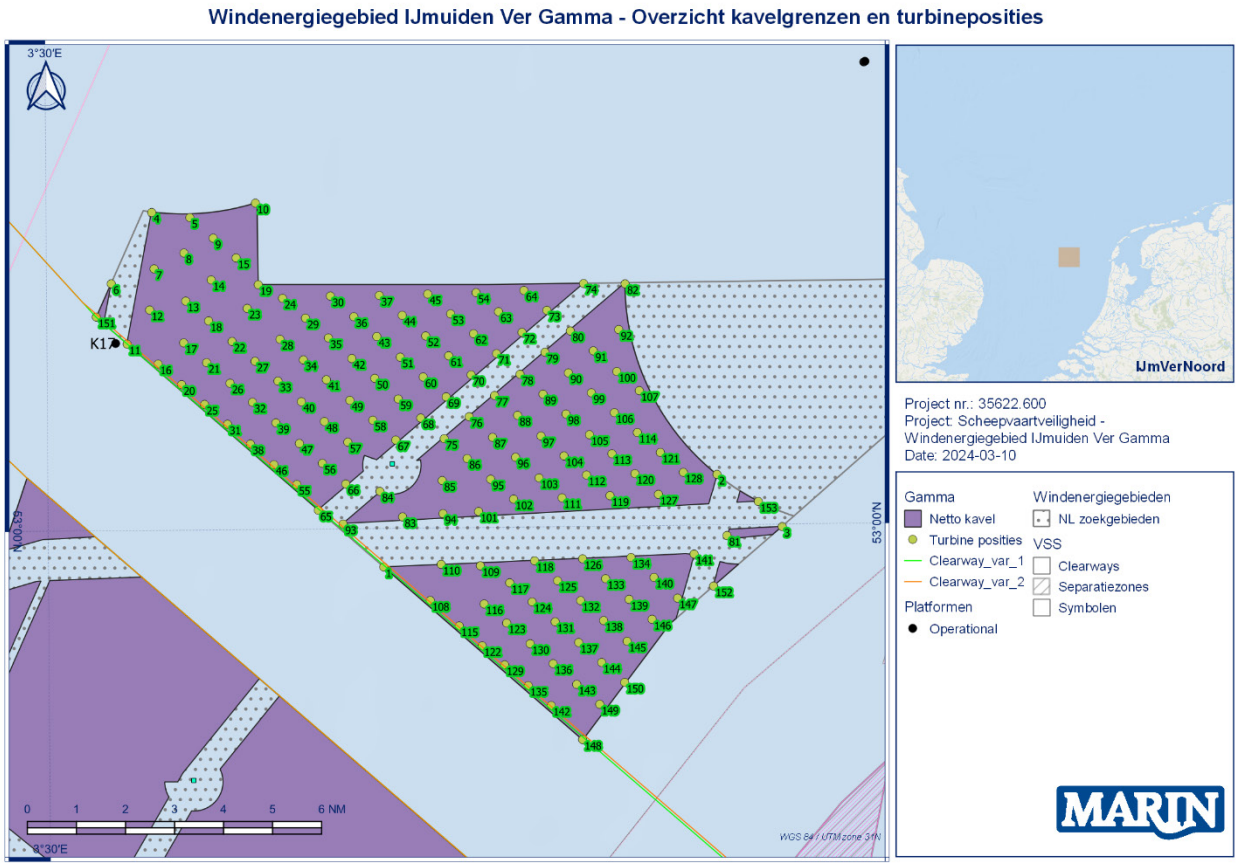
1. Variant 1: De breedte van de Clearway IJmuiden Ver wordt over gehele breedte gelijk getrokken aan breedte van westkant (6310 m). De kavelgrens zuidkant Gamma loopt parallel met die van Beta.

2. Variant 2: De breedte van de Clearway IJmuiden Ver wordt verbreed naar 6400 m door aanpassing zuidkant Gamma. De kavelgrens zuidkant Gamma loopt parallel met die van Beta.

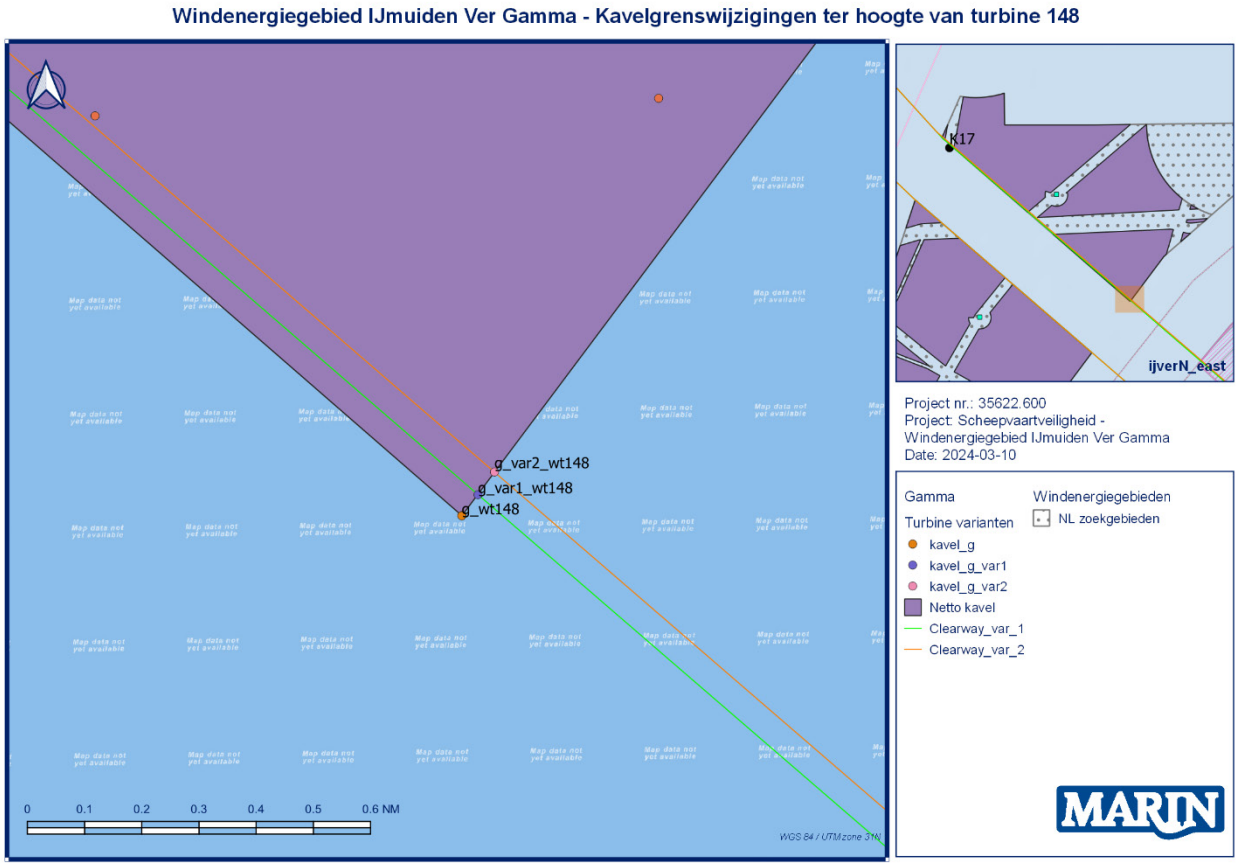
Dit houdt in dat de grens van de clearway aan de westzijde maximaal circa 95 meter wordt verschoven en aan de oostzijde maximaal circa 175 meter. Vanuit zeevaart optiek zijn dit verwaarloosbaar kleine wijzigingen, 175 meter staat gelijk aan 0,09 nautische mijl.

In Figuur 3-1 is voor geheel IJmuiden Ver Noord kavel Gamma de oorspronkelijke netto kavelgrens gepresenteerd ten opzichte van de voorgestelde wijzigingen, echter op deze schaal zijn de wijzigingen slechts beperkt zichtbaar. Wel zijn alle oorspronkelijke doorgerekende turbineposities zichtbaar. Voor kavelgrens wijziging variant 1 dienen slechts de turbines 65, 1 en 148 te worden verschoven ten opzichte van de eerder doorgerekende worst-case posities. Voor kavelgrens wijziging variant 2 dienen naast turbines 65, 1 en 148 ook turbines 151 en 11 te worden verschoven ten opzichte van de eerder doorgerekende worst-case posities. Alle overige turbines blijven qua positie binnen de grenzen van de voorgestelde twee kavelgrenswijzigingen.
De kavelgrenswijzigingen zijn het meest significant aan de oostzijde van de clearway, in Figuur 3-2 is ingezoomd op de kavelgrenswijzigingen ter hoogte van windturbine 148. In Figuur 4-1 zijn de kavelgrenswijzigingen aan de westzijde van de clearway in meer detail zichtbaar.

In geval van beide kavelgrenswijzigingen geldt dat schepen die gebruik maken van de clearway iets meer ruimte krijgen.



Figuur 3-1 Overzicht kavelgrens(wijzigingen) en turbineposities



Figuur 3-2 Kavelgrenswijzigingen aan de oostzijde van de clearway ter hoogte van turbine 148

3.3 Effect wijziging kavelgrens op de conclusies uit eerder onderzoek [Ref 1.]

De enige variabele ten opzichte van de oorspronkelijke studie voor kavel Gamma is de positie van enkele windturbines. Zo wijzigen onder andere de verkeerssituatie en verkeersintensiteit niet. Hoewel de verschuiving in windturbine posities relatief klein is, betreft het wel onder andere de turbines op de kavelhoeken (nr.148 en nr.151) met de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie van de gehele kavel.

In Tabel 3-2 staan de aanvaar- en aandrijffrequenties voor de oorspronkelijke turbine posities en de posities voor zowel variant 1 als 2 van de voorgestelde kavelgrenswijzigingen. Hieruit blijkt dat de frequentie iets afneemt maar deze afname is verwaarloosbaar klein. Uiteindelijk blijft de kans op een aanvaring of aandrijving eens in de 21 jaar.

Tabel 3-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar per kavelgrensvariant

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver Gamma	153	0.0084	0.0075	0.0159	0.0294	0.0014	0.0309	0.0468	21
IJmuiden Ver Gamma - var.1	153	0.0084	0.0075	0.0159	0.0294	0.0014	0.0308	0.0467	21
IJmuiden Ver Gamma - var.2	153	0.0083	0.0074	0.0157	0.0294	0.0014	0.0308	0.0466	21

Wanneer de aanvaar- en aandrijffrequentie nagenoeg gelijk blijft en de verkeerssituatie verandert niet, dan heeft de wijziging van de posities ook geen effect op de gepresenteerde mogelijke gevolgen van een aanvaring of aandrijving.

Hoewel de aanvaar- en aandrijffrequentiewijziging voor het gehele windenergiegebied bijna niet verandert, verandert verhoudingsgewijs de frequentie voor de individuele turbine meer substantieel. Turbine 148 wordt in de rapportage genoemd als de turbine met de maximale aanvaar- en aandrijffrequentie. In Tabel 3-3 wordt daarom het effect van de kavelgrenswijzigingen op deze maximale frequentie in beeld gebracht. De frequentie voor turbine 148 wijzigt van eens in de 915 jaar naar eens in de 925 jaar voor kavelgrenswijziging variant 2. Gemiddeld over alle turbines wijzigt de frequentie van eens in de 3272 jaar naar eens in de 3286 jaar.

Tabel 3-3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel Gamma

Variant	turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar per turbine			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar per turbine			Totaal aantal per jaar	Eens per … jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Gemiddelde per turbine	153	5.50E-05	4.90E-05	1.04E-04	1.92E-04	9.37E-06	2.02E-04	3.06E-04	3272
Gemiddelde per turbine (var.1)	153	5.48E-05	4.90E-05	1.04E-04	1.92E-04	9.37E-06	2.02E-04	3.05E-04	3274
Gemiddelde per turbine (var.2)	153	5.40E-05	4.87E-05	1.03E-04	1.92E-04	9.37E-06	2.02E-04	3.04E-04	3286
Turbine met maximale frequentie	Nr:148	3.86E-04	4.05E-04	7.92E-04	2.84E-04	1.80E-05	3.02E-04	1.09E-03	915
Turbine met maximale frequentie (var.1)	Nr:148 - var.1	3.81E-04	4.09E-04	7.90E-04	2.83E-04	1.81E-05	3.01E-04	1.09E-03	917
Turbine met maximale frequentie (var.2)	Nr:148 - var.2	3.68E-04	4.13E-04	7.81E-04	2.82E-04	1.81E-05	3.00E-04	1.08E-03	925
Turbine met minimale frequentie	Nr:72	6.92E-08	1.81E-06	1.88E-06	1.51E-04	7.50E-06	1.59E-04	1.61E-04	6229

4 BEOORDELING WIJZIGING KAVELGRENS VOOR K17-FA-1

In paragraaf 4.1 worden de uitgangspunten en conclusies uit het oorspronkelijke onderzoek beknopt neergezet. In paragraaf 4.2 worden de wijzigingen in uitgangspunten toegelicht. In de laatste paragraaf 4.3 wordt het effect van deze wijzigingen ten opzichte van de eerdere conclusies geduid.

4.1 Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL) [Ref 2.]

Het K17-FA-1 mijnbouwplatform is een onbemand monopile platform ongeveer 110 kilometer ten noordwesten van Den Helder en ligt in de clearway van windenergiegebied IJmuiden Ver, zie Figuur 4-1. K17-FA-1 is een satelliet platform van K14-FA-1P en produceert aardgas voor behandeling en compressie op K14-FA-1P/C. Daarvandaan wordt het gas getransporteerd naar de gasbehandelingsinstallatie in Den Helder.

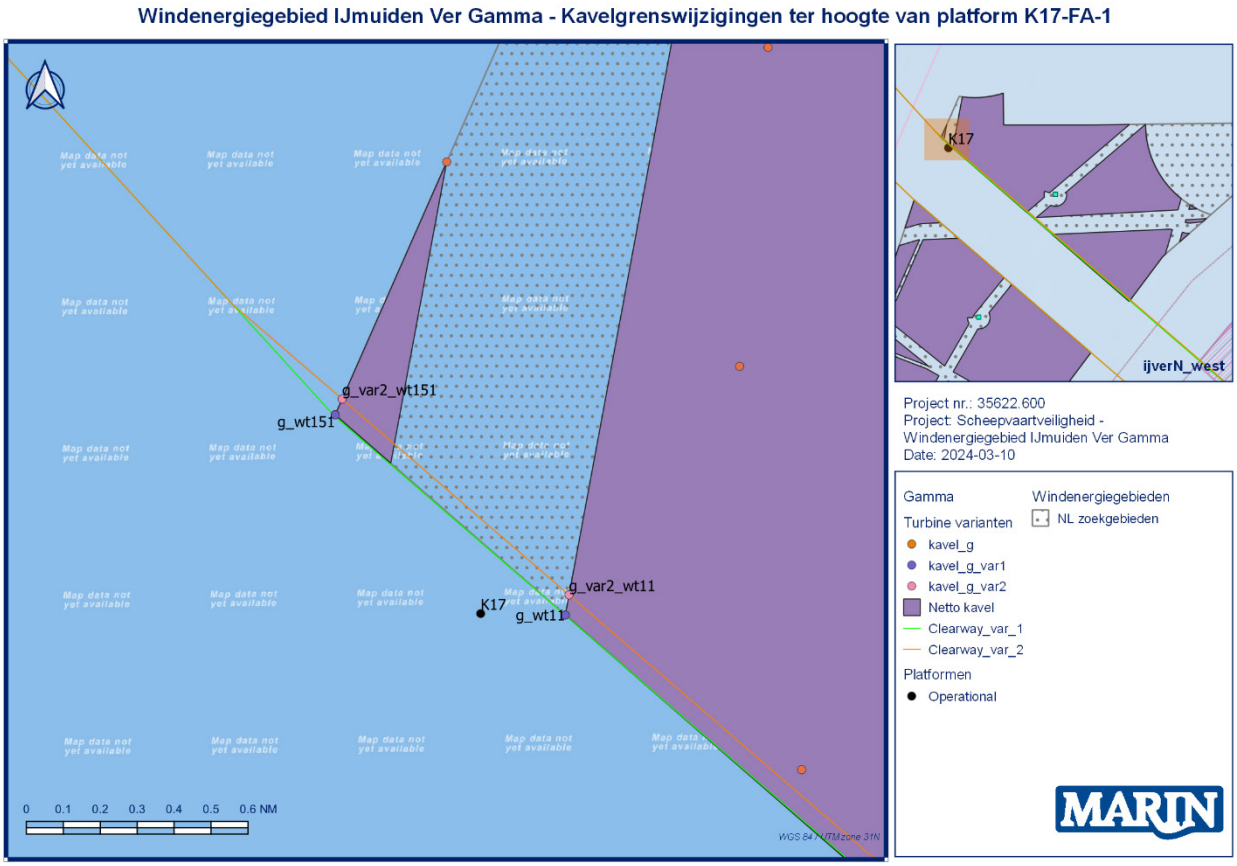
De conclusie uit het onderzoek naar aanvaar- en aandrijffrequentie van platform K17-FA-1 is dat door de aanleg van de windenergiegebieden rond platform K17-FA-1 de verkeersstromen van de scheepvaart rond de platformlocatie zullen veranderen. Er zullen meer schepen dichter langs het platform varen waardoor de aanvaar- en aandrijffrequentie zullen toenemen.
In het scenario 1 voor 2030, waarbij het noordelijke deel van IJmuiden Ver nog niet als windenergiegebied is meegenomen, gaat het om ongeveer 900 scheepspassages per jaar, voornamelijk de veerdienst IJmuiden – Newcastle, die dichter langs het mijnbouwplatform zullen passeren. Dit leidt tot een toename van de aanvaar- en aandrijffrequentie voor routegebonden schepen van eens in de 1522 jaar naar eens in de 1016 jaar voor het scenario met IJmuiden Ver (Tabel 4-1). Dit is een hogere frequentie dan in de separate studie is uitgerekend voor windturbine 11.

Tabel 4-1 Aanvaar- en aandrijffrequentie per jaar voor K17-FA1 (eens per … jaar)

	Aanvaar- en aandrijffrequentie eens per … jaar voor K17-FA-1						
Scenario	Routegebonden schepen			Niet-routegebonden schepen			Totaal
	Rammen	Driften	Totaal	Rammen	Driften	Totaal	
Basis	10512	3912	2851	3427	68224	3264	1522
Scen1	2473	3677	1478	3427	68224	3264	1017
Scen2	2472	3653	1474	3427	68224	3264	1016

4.2 Effect wijziging kavelgrens op de situatie rondom het platform

Ter hoogte van platform K17-FA-1 wijzigt alleen de kavelgrens bij kavelgrenswijziging variant 2. Echter aan de situatie van het platform ten aanzien van het verkeer in de clearway verandert er niets. Door het verschuiven van de kavelgrens (variant 2) blijft de afstand tussen het platform en de dichtstbijzijnde windturbine minder dan de wettelijke veiligheidszone van 500 meter rondom beide objecten (het betreft hier een worst-case opstelling van de windturbines door plaatsing zo dicht mogelijk bij het scheepvaartverkeer binnen de clearway). Dat houdt in dat schepen wettelijk gezien niet aan de noordzijde tussen het platform en de windturbine mogen doorvaren. Dit was al zo in de eerdere doorrekeningen en dat blijft dus het geval.



Figuur 4-1 Wijziging kavelgrenzen en turbineposities ter hoogte van platform K17-FA-1

4.3 Effect wijziging kavelgrens op de conclusies uit eerder onderzoek [Ref 2.]

Door de minieme wijziging van de kavelgrens ter hoogte van het platform K17-FA-1 verandert er niets aan de uitgangspunten als gehanteerd in de eerdere doorrekeningen. Daarmee heeft de kavelgrenswijziging ook geen effect op de uitkomst en conclusies van deze doorrekeningen.

5 CONCLUSIE

Het doel van de studie is het onderzoeken of de twee alternatieve kavelindelingen effect hebben op de conclusies in het rapport ‘Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma’ [Ref 1.] en de memo ‘Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL) [Ref 2.].

De conclusie is dat de alternatieve kavelindelingen/kavelgrenswijzigingen geen effect hebben op de eerder getrokken conclusies in het rapport ‘Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma’ [Ref 1.] en de memo ‘Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL) [Ref 2.].

REFERENTIES

[Ref 1.] A. Nap en Y. Koldenhof
Effecten op scheepvaartveiligheid binnen windpark IJmuiden Ver kavel Gamma
MARIN, 34651-1-MO-rev.1.1, 18 juli 2023

[Ref 2.] Y. Koldenhof
Aanvaar- en aandrijffrequentie platform K17 (FINAL)
MARIN, 34651.600_v2, 20 april 2023

[Ref 3.] Afwegingskader voor veilige afstanden tussen scheepvaartroutes en windparken op zee
I&W, 9 juli 2013

Bijlage 7
Soortenbeschermingstoets



BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMINGSTOETS KAVEL GAMMA IN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

1 Inleiding

In de Wet windenergie op zee (hierna: Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het Klimaatakkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot de natuurbescherming onder de Omgevingswet (Ow) geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit.

Artikel 5.1, lid 2 onder g van de Ow bepaalt dat het verboden is om zonder een omgevingsvergunning een flora- en fauna-activiteit uit te voeren. Het realiseren van een windpark in kavel Gamma is een activiteit met een effect op dieren en planten in het wild. Met een windpark in kavel Gamma kan er sprake zijn van enkele overtredingen van verbodsbepalingen die beschreven staan in afdeling 11.2 van het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal). Op basis van artikel 7 van de Wwoz kan in het kavelbesluit worden afgeweken van het verbod in artikel 5.1, lid 2 onder g van de Ow. Er kan alleen worden afgeweken wanneer uit een toetsing blijkt welke gevolgen de activiteit, een windpark in kavel Gamma, heeft op dieren en planten in het wild, er geen andere bevredigende oplossing is en minstens een van de wettelijk erkende belangen wordt gediend. Uit de toetsing moet blijken om welke soorten dieren en planten het gaat en of de gunstige staat van instandhouding (GSI) van een soort in het geding is. Onderhevig document is de soortenbeschermingstoets waarmee wordt beoordeeld of de werkzaamheden met betrekking tot de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel Gamma leiden tot een overtreding van een verbodsbepaling in het Bal (afdeling 11.2) en of de GSI van een soort in het geding is.

In deze bijlage wordt ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5 en vissen in hoofdstuk 6. Deze bijlage sluit af met hoofdstuk 7 waarin de relevante cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren, vissen en benthos worden beschreven..

2 Vogels

2.1 Inleiding

In kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver worden jaarlijks naar schatting 2.826 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case-alternatief van 153 * 15 MW turbines met een rotordiameter van 236 m. Als gevolg van habitatverlies worden in kavel Gamma 87 slachtoffers verwacht (zie “Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma, opgenomen als bijlage 4 van het MER IJmuiden Ver kavel Gamma). Het grootste aantal aanvaringsslachtoffers betreft vooral vogels op seizoenstrek, terwijl habitatverlies uitsluitend zeevogels treft die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

Aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de geïnterpoleerde vogeldichtheden in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor jan-van-gent op basis van vogeldichtheden uit Waggit et al. 2020. Voor landvogels is dat berekend op basis van vogeldichtheden uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012).

De dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen waaruit een aantal slachtoffers per soort volgt. Uit deze berekeningen blijkt tevens dat voor sommige soorten geen aanvaringsslachtoffers worden berekend die kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver wel als regulier overwinteringsgebied gebruiken (zoals noordse stormvogel en grote jager). De vlieghoogtes van deze soorten ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zijn namelijk zo laag dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die door het gebied heen trekken, maar waarvoor tellingen in het gebied geen realistische inschatting van dichtheden opleveren. Deze soorten zijn samengenomen in soortgroepen en voor deze groepen is gebruikt gemaakt van een totale flux (op basis van radaronderzoek op platform K14) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in K14). Op deze manier is een inschatting per soortgroep gemaakt hoeveel slachtoffers er per soortgroep vallen. Dit blijft een grove schatting van aantallen slachtoffers, maar momenteel de enige mogelijkheid omdat determinatie op soortniveau alleen overdag mogelijk is. Naar verwachting wordt de nachtelijk trek gedomineerd door zangvogels, en zijn om die reden de fluxen gemeten in de nachturen op K14 toegeschreven aan deze soortgroep. Verder zijn de schattingen voor deze vogelsoortgroepen niet locatie-specifiek omdat ze gebaseerd zijn op fluxen elders (dat wil zeggen op platform K14) gemeten.

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing van de achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen op grond van artikel 7 van de Wwoz voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 11.37 lid 1 onder a van het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal)) wordt in deze bijlage een onderbouwing gegeven van welke soorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de GSI van deze soorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt verwezen naar het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

Tabel 2.1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. Aanvaringen zijn berekend met het stochastische Collision Risk Model (McGregor et al. 2018) en voor trekvogels met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (cf. KEC 4.0; Potiek et al. 2022b). Sterfte door habitatverlies wordt gelijk gesteld aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark * macro-avoidance percentage). Voor de individuele soorten zijn dichtheden van zeevogels gebruikt uit Waggit et al. (2020) voor jan-van-gent of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (KEC 4.0; Potiek et al. 2022b) voor de overige soorten zeevogels. Voor de soortgroepen trekvogels zijn aantallen bepaald op basis van de dichtstbijzijnde locatie met visuele waarnemingen, dat wil zeggen van platform K14 (Fijn et al. 2015). De som van sterfte door aanvaringen en habitatverlies is berekend op basis van onafgeronde getallen. Aantallen ontleend aan bijlage 4 (ecologisch achtergronddocument) van het MER kavel Gamma (tabel 8.1 en 8.8).

	Kavel Gamma		
Soort	**Sterfte door aanvaringen 153 * 15 MW ø 236 m**	**Sterfte door habitatverlies**	**Som**
Zeevogels			
Alk	<1	13	13
Drieteenmeeuw	21	9	30
Dwergmeeuw	6	4	10
Grote jager	<1	<1	<1
Grote mantelmeeuw	40	2	42
Grote stern	2	<1	3
Jan-van-gent	15	2	17
Kleine alk	<1	<1	<1
Kleine mantelmeeuw	18	5	23
Kokmeeuw	<1	<1	<1
Noordse stormvogel	<1	5	5
Papegaaiduiker	<1	<1	<1
Stormmeeuw	<1	<1	<1
Stormvogeltje	<1	<1	<1
Visdief/noordse stern	2	3	5
Zeekoet	1	42	43
Zilvermeeuw	10	2	11
Trekvogels			
Ganzen en zwanen	42	N.v.t.	42
Eenden	2	N.v.t.	2
Reigers	0	N.v.t.	0
Roofvogels en uilen	3	N.v.t.	3
Steltlopers	8	N.v.t.	8
Zangvogels	2.653	N.v.t.	2.653
Totaal	**2.826**	**87**	**2.913**

2.2 Selectieprocedure

Voor de samenstelling van de lijst met vogelsoorten waarvoor de sterfte in een gepland windpark voorzienbaar is, wordt gebruik gemaakt van een door Waardenburg Ecology gestandaardiseerde selectiemethodiek (cf. Soortenbijlages voor MER windpark Borssele, Hollandse Kust zuid, Hollandse Kust noord, Hollandse Kust west en IJmuiden Ver Alpha en Beta). Deze methodiek houdt rekening met de (hoofd)factoren die van invloed zijn op het aanvaringsrisico van vogelsoorten in het windpark en houdt tevens rekening met twee groepen: lokale vogels en vogels op seizoenstrek. Dit onderscheid is van belang, omdat dit bepalend is voor de populatieomvang waaraan de voorziene sterfte wordt getoetst.

Stap 1: Onderscheid in vogelsoorten die redelijkerwijs als aanvaringsslachtoffer in Nederland verwacht mogen worden en soorten waarvan in geen enkel windpark in Nederland slachtoffers voorzienbaar zijn.

Deze eerste selectiestap heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

1.a – Input	Nederlandse avifauna (537 soorten, per 1 januari 2023).
1.b	Wegstrepen van 234 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld 10x / jaar in Nederland zijn waargenomen, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.
1.c	Wegstrepen van 32 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld <100x / jaar in Nederland zijn waargenomen[1], waarvan het voorkomen zeer verspreid is over Nederland en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van een functionele jaarcyclus fase.

Resultaat van stap 1 is een landelijke groslijst van 271 soorten (soorten 1a (537) minus soorten 1b (234) minus soorten 1c (32)) die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies.

Uit deze lijst met 271 vogelsoorten wordt vervolgens de soortenlijst voor het geplande windpark samengesteld. Voor ieder windpark betekent dit dat er nog een (groot) aantal soorten af zal vallen, afhankelijk van de locatie en omvang van het geplande windpark. De tweede selectiestap resulteert in een lijst met soorten waarvoor geadviseerd wordt om ontheffing aan te vragen. Deze lijst heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

Stap 2: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers onder lokale vogels in de gebruiksfase van het windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver, voorzienbaar zijn (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het gebied).

2a – Input	Landelijke groslijst met 271 soorten (als resultaat van stap 1).
2b	Wegstrepen van soorten die de afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld <5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren (41 soorten), omdat: • het soorten betreft die geen binding hebben met het habitattype(n) dat in het plangebied voorkomt (bijvoorbeeld landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;

[1] Het aantal waarnemingen van een soort in Nederland is beschouwd als een goede afspiegeling van het daadwerkelijk voorkomen. Dus soorten met weinig waarnemingen zijn daadwerkelijk zeldzaam.

- het soorten zijn die landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomen en hooguit incidenteel in het plangebied verblijven.

Soorten die in deze stap worden weggestreept, komen in zulke lage aantallen in het plangebied voor dat slachtoffers in het geplande windpark niet voorzienbaar zijn, en daarmee incidenteel.

2c Wegstrepen van soorten die in het plangebied voorkomen, maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en die ook niet slachtoffer worden van habitatverlies (79 soorten), omdat:

- het soorten zijn die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of:
- het soorten zijn die weinig risicovolle vliegbewegingen in relatie tot windparken op zee kennen (bijvoorbeeld soorten die vrijwel uitsluitend op lage hoogte vliegen, onder het bereik van de rotoren), of:
- het soorten zijn die slechts in zeer lage dichtheden voorkomen.

Voor soorten die in deze stap worden weggestreept, zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

2d Wegstrepen van soorten die in kleine aantallen (<100 ex/jaar) in het plangebied voorkomen of het plangebied passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is (14 soorten).

Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat van stap 2 is een lijst van 137 soorten waarvan voorzienbaar is dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van aanvaringen of habitatverlies in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (soorten 2a minus soorten 2b minus soorten 2c en minus soorten 2d). Het betreft diverse soorten op seizoenstrek (125 soorten) en 12 lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (tabel 2.2).

Stap 3: Onderbouwing van selectie van vogelsoorten uit stap 2 die binding hebben met het plangebied.

3a – Input Selectie van vogelsoorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver verwacht kunnen worden.

3b Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 125). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en ’s nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark. De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (Tabel 2.2). De GSI van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit studies in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b), waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 173 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2030 beschouwd zijn.

3c Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied en waarvan op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden (n = 12; Tabel 2.2). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de GSI in meer detail onderbouwd.

Tabel 2.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies.

3b soorten			
Kleine zwaan	Smelleken	Gierzwaluw	Blauwborst
Kleine rietgans	Boomvalk	Kauw	Zwarte roodstaart
Grauwe gans	Slechtvalk	Roek	Gekraagde roodstaart
Kolgans	Waterral	Goudhaan	Paapje
Brandgans	Waterhoen	Zwarte mees	Roodborsttapuit
Rotgans	Meerkoet	Boomleeuwerik	Tapuit
Bergeend	Scholekster	Veldleeuwerik	Bonte vliegenvanger
Tafeleend	Kluut	Strandleeuwerik	Heggenmus
Kuifeend	Bontbekplevier	Oeverzwaluw	Ringmus
Topper	Goudplevier	Boerenzwaluw	Gele kwikstaart
Krakeend	Zilverplevier	Huiszwaluw	Noordse kwikstaart
Smient	Kievit	Tjiftjaf	Grote gele kwikstaart
Slobeend	Kanoet	Fitis	Witte kwikstaart
Wilde eend	Drieteenstrandloper	Grasmus	Rouwkwikstaart
Pijlstaart	Bonte strandloper	Tuinfluiter	Boompieper
Zomertaling	Watersnip	Zwartkop	Graspieper
Wintertaling	Houtsnip	Sprinkhaanzanger	Oeverpieper
Eider	Grutto	Kleine karekiet	Vink
Kleine jager	Rosse grutto	Rietzanger	Keep
Kwartel	Regenwulp	Pestvogel	Groenling
Blauwe reiger	Wulp	Winterkoning	Putter
Lepelaar	Oeverloper	Spreeuw	Sijs
Dodaars	Zwarte ruiter	Beflijster	Kneu
Fuut	Groenpootruiter	Merel	Grote barmsijs
Roodhalsfuut	Tureluur	Kramsvogel	Kruisbek
Kuifduiker	Steenloper	Zanglijster	Goudvink
Geoorde fuut	Kokmeeuw	Koperwiek	Appelvink
Visarend	Dwergstern	Grote lijster	Sneeuwgors
Bruine kiekendief	Zwarte stern	Grauwe vliegenvanger	Ijsgors

3b soorten			
Blauwe kiekendief	Koekoek	Roodborst	Rietgors
Sperwer	Ransuil	Nachtegaal	
Torenvalk	Velduil		
3c soorten			
Alk	Grote mantelmeeuw	Drieteenmeeuw	Noordse stern
Zeekoet	Zilvermeeuw	Dwergmeeuw	Visdief
Jan-van-gent	Kleine mantelmeeuw	Grote stern	Noordse stormvogel

2.3 Methode beoordeling sterfte t.o.v. de Staat van Instandhouding

In paragraaf 2.5 en 2.6 wordt onderbouwd of voor de 137 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de staat van instandhouding (SVI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen. Afhankelijk van het feit of de soort een lokale populatie kent (een afgebakende populatie in een bepaald gebied) of dat deze alleen op seizoenstrek voorkomt, wordt de sterfte aan de omvang van de relevante lokale populatie(s) getoetst dan wel aan de flyway-populatie[2].

Voor deze toetsing wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm, wat gelijk staat aan 1% van de jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie. Deze 1%-mortaliteitsnorm wordt toegepast als een eerste ‘grove zeef’ (Steunpunt Natura 2000, 2010). Het Hof van Justitie van de Europese Gemeenschappen hanteert dit criterium dat door het ORNIS-comité geformuleerd is om te beoordelen of een bepaalde vogelsterfte voldoet aan de voorwaarde dat het om ‘kleine hoeveelheden’ gaat en daarmee een acceptabele afwijking is van het algemene verbod van de Vogelrichtlijn over het doden van vogels. Volgens dit criterium moet iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. De door het ORNIS-comité geformuleerde 1%-mortaliteitsnorm is juridisch niet bindend voor de lidstaten, maar het wordt wegens het wetenschappelijke gezag van de adviezen van het ORNIS-comité en bij gebreke van overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs in het algemeen gebruikt als maatstaf. Daarom hanteren we ook in onze beoordeling het uitgangspunt dat wanneer de voorziene sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de SVI van de betrokken populatie met zekerheid uitgesloten worden, ook als de betreffende soort geen GSI heeft, omdat de sterfte een ‘kleine hoeveelheid’ betreft ten opzichte van de populatie. De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRS) achtte dit een acceptabele werkwijze[3]. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt is er niet per definitie sprake van een effect op de SVI van de betrokken populatie, maar dient het effect wel nader beschouwd te worden en maken wij gebruik van populatiemodellen om de effecten in beeld te brengen.

De 1%-mortaliteitsnorm wordt als volgt berekend:
1%-mortaliteitsnorm (# vogels) = (jaarlijkse sterfte * omvang van de te toetsen populatie) * 0,01

[2] Een groot deel van deze vogels betreft kustvogels. Rijkswaterstaat adviseert om de sterfte van deze kustvogels te toetsen aan de populaties van de Zuidelijke Noordzee (M. Platteeuw). Deze populatie is voor de meeste soorten echter niet duidelijk afgebakend en over het algemeen is geen schatting van de populatiegrootte beschikbaar. Omdat de sterfte van deze soorten effect heeft op de gehele internationale populatie waaruit de vogels op seizoenstrek afkomstig zijn, is de voorspelde additionele sterfte dan ook aan deze gehele flyway-populatie getoetst.
[3] Zie o.a. uitspraken ABRS van 1 april 2009 in zaaknr. 200801465/1/R2, van 29 december 2010 in zaaknr. 200908100/1, van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2 en van 11 juli 2018 in zaaknr. 201608248/1/R6.

Voor informatie over de jaarlijkse sterfte per soort wordt gebruik gemaakt van de website van de BTO (http://www.bto.org/about-birds/birdfacts), of van resultaten uit soortspecifiek onderzoek vastgelegd in (wetenschappelijke) artikelen of rapporten. In de berekeningen wordt de sterfte van adulte vogels gebruikt, omdat hier meer over bekend is en omdat deze sterfte lager is dan die van jonge juveniele vogels. Hierdoor valt de 1%-mortaliteitsnorm lager (=strenger) uit waardoor er geen sprake kan zijn van onderschatting. Voor soorten waarvoor geen gegevens met betrekking tot de jaarlijkse sterfte beschikbaar zijn, wordt gebruik gemaakt van de gegevens van een (sterk) gelijkende soort. Zo is de jaarlijkse sterfte van de kuifduiker onbekend, zodat voor deze soort de jaarlijkse sterfte van de roodhalsfuut is gebruikt.

Informatie over de omvang van de flyway-populaties is voor watervogels afgeleid van de meest recente Waterbird Population Estimates (AEWA CSR8 zoals gepresenteerd op wpe.wetlands.org; Wetlands International 2022) en voor de overige soorten (voornamelijk roofvogels en zangvogels) uit BirdLife International (2004), en in een enkel geval van informatie van Sovon Vogelonderzoek Nederland (www.sovon.nl). De populatieschattingen voor soorten waarvan in het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) op basis van de Potential Biological Removal (PBR) de grootste cumulatieve effecten voorspeld waren, zijn in de KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) en KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) geactualiseerd op basis van de meest recente BirdLife populatieschattingen. Op basis van deze populatieschattingen zijn fluxen voor elk windpark in de zuidelijke Noordzee bepaald en gebruikt om het aantal slachtoffers te berekenen. Deze slachtofferaantallen zijn gecumuleerd en gebruikt in populatiemodellen om de effecten op populatieniveau te bepalen.

De sterfte van soorten met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent door het plangebied vliegen, is getoetst aan de populatie op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Deze populatiegroottes zijn bij de meeste soorten bepaald voor de KEC 4.0 studie aan de hand van dichtheidskaarten op basis van vliegtuigtellingen in de jaren 2000 tot en met 2020 (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022a), en vanwege onbetrouwbaarheden in die kaarten (Collier et al. 2022) aan de hand van een wetenschappelijke publicatie voor de jan-van-gent (Waggit et al. 2020). De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van de dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald. In het geval van de grote stern, noordse stormvogel en visdief/noordse stern zijn de populatiegroottes afkomstig uit de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015), omdat voor deze soorten later geen actualisatie is uitgevoerd.

2.4 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (125) van de 137 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver, betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden. De voorspelde sterfte van het overgrote deel van deze soorten (117 soorten) wordt in Tabel 2.3 getoetst aan de relevante flyway-populaties. De overige 8 soorten zijn ooit eerder via KEC studies behandeld en worden vermeld in Tabel 2.4.

Voor soorten waarvan meerdere flyway-populaties door het plangebied trekken is als worst-case getoetst aan de populatie met de kleinste omvang. Deze flyway-populaties zijn over het algemeen (zeer) groot zodat op voorhand met zekerheid gesteld kan worden dat de voorziene sterfte lager zal zijn dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (1%-mortaliteitsnorm) (Tabel 2.3). Voor een aantal soorten (bijvoorbeeld

kuifduiker, bonte strandloper) is de betrokken flyway-populatie relatief klein van omvang, zodat ook de 1%-mortaliteitsnorm laag uitvalt. Het aantal exemplaren van dergelijke soorten zal vanwege de kleine populaties echter ook relatief beperkt zijn. De sterfte van ook deze soorten in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden zal daarom ook lager zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm. In absolute zin gaat het immers om weinig exemplaren die in aanvaring kunnen komen met de windturbines. Voor sommige soorten geldt bovendien dat de aanvaringskans als gevolg van soortspecifiek vlieggedrag laag is (bijvoorbeeld als gevolg van een standaard lage vlieghoogte). Dit betekent dat ook voor deze soorten een effect op de GSI als gevolg van de realisatie van een windpark in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver met zekerheid uitgesloten kan worden. Wel is voor deze soorten het uitvoeren van een cumulatiestudie van belang, zodat wordt vastgesteld of de uitrol van alle (huidige) plannen voor windparken op zee een effect kan hebben op de GSI van de betrokken populaties (zie ook hoofdstuk 11 in het Achtergronddocument bij het MER en hoofdstuk 7 in deze bijlage).

Tabel 2.3 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en 1%-mortaliteitsnorm van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie Tabel 2.1. Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in Tabel 2.4 gepresenteerd.

Soort	Populatiegrootte	Bron[4]	Adult sterfte	Bron[5]	1%-mortaliteitsnorm
kleine rietgans	80.000	3	0,171	5	137
grauwe gans	710.000	3	0,17	5	1.207
kolgans	1.000.000	3	0,276	5	2.760
brandgans	1.400.000	3	0,09	5	1.260
tafeleend	150.000	3	0,35	5	525
kuifeend	800.000	3	0,29	5	2.320
topper	240.000	3	0,52	5	1.248
krakeend	140.000	3	0,28	5	392
smient	1.300.000	3	0,47	5	6.110
slobeend	70.000	3	0,42	5	294
wilde eend	1.000.000	3	0,373	5	3.730
pijlstaart	74.000	3	0,337	5	249
zomertaling	1.000.000	3	0,42	slobeend	4.200
wintertaling	670.000	3	0,47	5	3.149
eider	560.000	3	0,084	5	470
kleine jager	24.729	1	0,114	5	28
kwartel	1.000.000	1	0,71	5	7.100

[4] Broncode voor populatiegrootte: 1. BirdLife International 2004; 2. Sovon.nl: geschat maximum doortrek (2012-2017) (gemiddelde); 3. Wetlands International 2022: AEWA CSR8

[5] Broncode voor adult sterfte is primair 5. BTO BirdFacts 2022 (http://www.bto.org/about-birds/birdfacts). Aanvullingen hierop: 6. Bauchau et al. 1998; 7. Abt & Konter 2009; 8. Flegg & Glue 1973; 9. Hewson et al. 2016; 10. Møller et al. 2010; 11. Møller 2009; 12. Van der Winden & van Horssen 2008. Wegens het ontbreken van data is in sommige gevallen de adult sterfte van een ecologisch nauw verwante soort gebruikt.

Soort	Populatiegrootte	Bron[4]	Adult sterfte	Bron[5]	1%-mortaliteitsnorm
blauwe reiger	320.000	3	0,268	5	858
lepelaar	19.000	3	0,17	6	32
dodaars	270.000	3	0,4	7	1.080
fuut	500.000	3	0,25	7	1.250
roodhalsfuut	21.000	3	0,2	5	42
kuifduiker	4.600	3	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	110.000	3	0,36	7	396
bruine kiekendief	100.000	1	0,26	5	260
blauwe kiekendief	50.000	1	0,19	5	95
sperwer	500.000	1	0,31	5	1.550
visarend	10.000	1	0,15	5	15
torenvalk	100.000	1	0,31	5	310
smelleken	50.000	1	0,38	5	190
boomvalk	100.000	1	0,255	5	255
slechtvalk	2.649	1	0,19	5	5
waterral	450.000	3	0,5	8	2.250
waterhoen	2.600.000	3	0,377	5	9.802
meerkoet	1.200.000	3	0,299	5	3.588
scholekster	750.000	3	0,12	5	900
kluut	100.000	3	0,22	5	220
bontbekplevier	50.000	3	0,228	5	114
goudplevier	110.000	3	0,27	5	297
zilverplevier	200.000	3	0,14	5	280
kievit	6.300.000	3	0,295	5	18.585
drieteenstrandloper	200.000	3	0,17	5	340
bonte strandloper	880	3	0,26	5	2
watersnip	7.000.000	3	0,519	5	36.330
houtsnip	15.000.000	3	0,39	5	58.500
grutto	63.000	3	0,06	5	38
regenwulp	240.000	3	0,11	5	264
oeverloper	1.100.000	3	0,156	5	1.716
zwarte ruiter	57.000	3	0,26	tureluur	148
groenpootruiter	230.000	3	0,26	tureluur	598
tureluur	66.000	3	0,26	5	172
steenloper	44.000	3	0,14	5	62

Soort	Populatiegrootte	Bron[4]	Adult sterfte	Bron[5]	1%-mortaliteitsnorm
kokmeeuw	2.500.000	3	0,1	5	2.500
dwergstern	5.104	1	0,101	5	5
koekoek	1.000.000	1	0,325	9	3.250
ransuil	100.000	1	0,31	5	310
velduil	4.762	1	0,262	bosuil	12
gierzwaluw	1.000.000	1	0,192	5	1.920
kauw	1.000.000	1	0,306	5	3.060
roek	1.000.000	1	0,21	5	2.100
goudhaan	1.000.000	1	0,851	5	8.510
zwarte mees	1.000.000	1	0,57	5	5.700
boomleeuwerik	500.000	1	0,4	5	2.000
veldleeuwerik	1.000.000	1	0,487	5	4.870
strandleeuwerik	100.000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1.000.000	1	0,7	5	7.000
boerenzwaluw	1.000.000	1	0,626	5	6.260
huiszwaluw	1.000.000	1	0,59	5	5.900
tjiftjaf	1.000.000	1	0,694	5	6.940
fitis	1.000.000	1	0,54	5	5.400
grasmus	1.000.000	1	0,609	5	6.090
tuinfluiter	1.000.000	1	0,5	5	5.000
zwartkop	1.000.000	1	0,564	5	5.640
sprinkhaanzanger	1.000.000	1	0,53	kleine karekiet	5.300
kleine karekiet	1.000.000	1	0,53	5	5.300
rietzanger	1.000.000	1	0,776	5	7.760
pestvogel	100.000	1	0,313	spreeuw	313
winterkoning	1.000.000	1	0,681	5	6.810
beflijster	100.000	1	0,58	5	580
merel	1.000.000	1	0,35	5	3.500
kramsvogel	1.000.000	1	0,59	5	5.900
zanglijster	1.000.000	1	0,437	5	4.370
koperwiek	1.000.000	1	0,57	5	5.700
grote lijster	1.000.000	1	0,379	5	3.790
grauwe vliegenvanger	1.000.000	1	0,507	5	5.070
roodborst	1.000.000	1	0,581	5	5.810
nachtegaal	1.000.000	1	0,537	5	5.370

Soort	Populatiegrootte	Bron[4]	Adult sterfte	Bron[5]	1%-mortaliteitsnorm
blauwborst	1.000.000	1	0,34	10	3.400
zwarte roodstaart	1.000.000	1	0,553	11	5.530
gekraagde roodstaart	1.000.000	1	0,62	5	6.200
paapje	1.000.000	1	0,53	5	5.300
roodborsttapuit	1.000.000	1	0,681	10	6.810
tapuit	1.000.000	1	0,54	5	5.400
bonte vliegenvanger	1.000.000	1	0,53	5	5.300
heggenmus	1.000.000	1	0,527	5	5.270
ringmus	1.000.000	1	0,567	5	5.670
gele kwikstaart	1.000.000	1	0,467	5	4.670
noordse kwikstaart	1.000.000	1	0,467	gele kwikstaart	4.670
grote gele kwikstaart	100.000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1.000.000	1	0,515	5	5.150
rouwkwikstaart	500.000	1	0,515	5	2.575
boompieper	1.000.000	1	0,58	5	5.800
graspieper	1.000.000	1	0,457	5	4.570
oeverpieper	100.000	1	0,457	graspieper	457
vink	1.000.000	1	0,411	5	4.110
keep	1.000.000	1	0,411	vink	4.110
groenling	1.000.000	1	0,557	5	5.570
putter	1.000.000	1	0,629	5	6.290
sijs	1.000.000	1	0,539	5	5.390
kneu	1.000.000	1	0,629	5	6.290
grote barmsijs	1.000.000	1	0,575	kleine barmsijs	5.750
kruisbek	1.000.000	1	0,537	5	5.370
goudvink	1.000.000	1	0,581	5	5.810
appelvink	1.000.000	1	0,581	goudvink	5.810
sneeuwgors	100.000	1	0,37	5	370
ijsgors	1.000.000	1	0,37	sneeuwgors	3.700
rietgors	1.000.000	1	0,458	5	4.580

Tabel 2.4 Populatiegroottes gehanteerd in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) bepaald aan de hand van fluxberekeningen, de soortspecifieke jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en de bijhorende 1%-mortaliteitsnorm (Ornis-criterium) van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Soort	Populatiegrootte	Adult sterfte	Bron[5]	1%-mortaliteitsnorm
Kleine zwaan	17.450	0,178	5	31
Rotgans	247.286	0,1	5	247
Bergeend	302.047	0,114	5	344
Kanoet	672.197	0,159	5	1.069
Rosse grutto	347.670	0,285	5	991
Wulp	302.273	0,264	5	798
Zwarte stern	285.482	0,151	12	431
Spreeuw	18.501.266	0,313	5	57.909

2.5 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

Voor 12 van de 140 soorten geldt dat zij kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver niet alleen op seizoenstrek passeren, maar (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied kunnen foerageren of rusten. Er geldt bovendien dat van deze 10 soorten en 1 soortgroep (vanwege determinatieproblemen op zee is de visdief en noordse stern samengenomen tot een soortgroep) op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorspelde sterfte in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver op de SVI nader onderbouwd (Tabel 2.5).

De sterfte van soorten (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies) met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent in het plangebied kunnen voorkomen, moet getoetst worden aan de grootte van de relevante vogelpopulatie. Deze populatiegroottes zijn bepaald in lijn met de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022a) aan de hand van dichtheidskaarten opgesteld op basis van vliegtuigtellingen uitgevoerd in de periode 2000 tot en met 2020. Voor zilvermeeuw is binnen een vervolgstudie van de KEC 4.0 studie een realistischere dichtheidskaart gemaakt (Soudijn et al. 2022b). Voor jan-van-gent is gebruik gemaakt van een recentelijk gepubliceerde dichtheidskaart (Waggit et al. 2020). De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald in de Nederlandse EEZ. Volgens deze methodiek (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019, Gyimesi et al. 2018, Potiek et al. 2022b) is de maximale sterfte in kavel Gamma bij bijna alle soorten lager dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 2.5). Een effect op de GSI kan voor deze soorten daarom op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. De soorten waarbij de maximale sterfte in kavel Gamma hoger is dan de 1%-mortaliteitsnorm en waar een effect op de GSI niet op voorhand kan uitgesloten worden betreffen de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw; voor deze (en enkele andere) soorten wordt in de cumulatietoets het effect op populatieniveau door middel van populatiemodellen (cf. Potiek et al. 2019, 2022b) in hoofdstuk 7 nader behandeld.

Tabel 2.5 Overzicht van de populatiegroottes afgeleid van de dichtheidskaarten en de bijhorende 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte aan de GSI is getoetst van soorten in stap 3c voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Soort	Populatiegrootte NCP	1%-mortaliteitsnorm	Voorspeld # slachtoffers aanvaringen + habitatverlies	Sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
Alk	61.669	62	13	0,2
Drieteenmeeuw	78.922	93	30	0,3
Dwergmeeuw	57.833	58	10	0,2
Grote mantelmeeuw	16.264	11	42	3,7
Grote stern	22.603	23	3	0,1
Jan-van-gent	19.720	16	17	1,1
Kleine mantelmeeuw	20.553	18	23	1,3
Noordse stormvogel	50.376	14	5	0,4
Visdief/Noordse stern	59.093	59	5	0,1
Zeekoet	227.587	123	43	0,4
Zilvermeeuw	19.487	23	11	0,5

2.6 Conclusie

Voor de meeste soorten waarvan in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers worden verwacht, bedraagt de voorspelde sterfte bij alle soorten minder dan 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve jan-van-gent, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties. Dit effect moet voor alle soorten nog wel in cumulatie met andere projecten worden beoordeeld. Dit gebeurt in hoofdstuk 7.

3 Vleermuizen

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden voor de ruige dwergvleermuis maximaal 146 slachtoffers per jaar bedraagt per kavel. De voorzienbare sterfte voor de rosse vleermuis is maximaal 6 slachtoffer per jaar. Van de overige vleermuissoorten vallen bij het worst-case alternatief geen jaarlijkse slachtoffers. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Een kwantitatieve beoordeling van het effect van deze aantallen slachtoffers op de GSI is uitgevoerd in cumulatie met bestaande en vergunde windparken op de Zuidelijke Noordzee (zie hoofdstuk 7).

4 Zeezoogdieren

4.1 Inleiding

Tijdens de aanleg van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 11.46, lid 1 onder b (opzettelijk verstoren) van het Bal .

Wezenlijk negatieve effecten op zeezoogdieren treden uitsluitend op door (onderwater)geluid dat vrijkomt bij heiwerkzaamheden tijdens de aanleg van turbinefunderingen. Overige effecten en effecten tijdens de exploitatie worden in dit document niet beschouwd. Dat geldt ook voor de effecten tijdens de verwijdering waar ze hooguit gelijk zijn aan de effecten tijdens de aanleg. Het MER (hoofdstuk 7) gaat hier verder op in. Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie het achtergronddocument van HWE (bijlage 5 van het MER).

Verstoring

Uit de in het MER (hoofdstuk 7) opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoring, veroorzaakt door het heien ten behoeve van de constructie van de fundaties tot effecten op de populatie kan leiden. Vrijstelling van de Ow, op basis van artikel 7 van de Wet windenergie en artikel 11.46, lid 1 onder b van het Balkan alleen worden verleend als geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soortenpopulaties.

Permanente verhoging van de gehoordrempel

Voor het KEC 4.0 zijn op basis van nieuwe inzichten worst case berekeningen uitgevoerd voor de mogelijke effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden door heigeluid (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de resultaten blijkt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het heien voor de aanleg van wind op zee. Voorwaarde is dat het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot een geluidnorm SEL_{ss} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

Mitigerende maatregelen

De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een waarde van 160 of maximaal 164 dB re 1μPa^2s of 164 dB re 1 μPa^2s op 750 meter van de geluidsbron. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het voorkeursalternatief (VKA). In het kader van de Soortenbescherming wordt de toepassing van een geluidnorm als onderdeel van het VKA beschouwd.

Aanvullende mitigerende maatregelen die in het MER worden genoemd en geen onderdeel uitmaken van het VKA zijn:

- De oppervlakte van het geluid-verstoorde gebied te beperken door geluiddemping (bellenschermen) of gebruik van de meest ondiepe locaties.
- Heien wanneer de dichtheid van bruinvissen op het NCP laag is (in de herfst), zodat minder dieren worden verstoord. Hierdoor is het effect op de populatie ook kleiner.

- Het aantal impulsdagen beperken; in de praktijk betekent dit een keuze voor zo min mogelijk turbines en dus funderingen. Vanwege de hiervoor besproken maximalisatie van de hei-energie en dus geluidscontour zorgen grotere turbines/funderingen in principe niet voor een grotere hoeveelheid verstoorde dieren.
- Het toepassen van alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen of schroeven. Hierbij wordt echter wel de opmerking gemaakt dat deze technieken relatief onbeproefd zijn. Ook is het geluid dat bij gebruik van deze technieken wordt geproduceerd anders van aard (continu in plaats van impulsief) en zijn relaties tussen niveaus van dergelijk geluid en effecten op zeezoogdieren niet beschikbaar.

4.2 Bruinvissen

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of Acceptable Level of Impact) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is de volgende norm aangehouden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn).”

De resultaten van de gevolgen van heien voor de constructie van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver ten aanzien van onderwatergeluid is opgenomen in Tabel 4.1 en Tabel 4.2. Hierbij is uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) wordt toegepast. In vergelijking met de 79,8 (1000-tal) dierverstoringsdagen die voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 zijn berekend, liggen de berekende waarden voor alle alternatieven daaronder, met uitzondering van alternatief 1c (15% overplantingscenario: 153 turbines van 15 MW). Voor alternatief 1c zijn bijna 2.000 meer dierverstoringsdagen berekend dan voor de locatie van de KEC 4.0 studie. Gezien de onzekerheden in de berekening wordt dit resultaat beschouwd als dezelfde ordegrootte als het aantal uit het KEC 4.0. De berekende waarden voor de drie 20 MW alternatieven (2a, 2b, 2c) zijn ongeveer een derde lager dan die voor de 15 MW alternatieven (1a, 1b, 1c) en liggen allemaal onder de waarde die voor de KEC 4.0 locatie is berekend.

Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie het achtergronddocument van HWE (bijlage 5 van het MER).

Tabel 4.1 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens de alternatieven 1a, b en c voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van Bijlage 5 van het MER voor uitleg over de effect parameters).

Alternatief 1a, 1b, 1c	134 x 15 MW turbines	140 x 15 MW turbines overplanting 5%	153 x 15 MW turbines

			overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering	560 ± 20		
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	530 ± 30		
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	71,6 ± 0,4	74,8 ± 0,4	81,7 ± 0,4
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**79,8**		

Tabel 4.2 Zoals voorgaande tabel: voor de alternatieven 2a, b en c.

Alternatief 2a, 2b, 2c	100 x 20 MW turbines	106 x 20 MW turbines overplanting 5%	115 x 20 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering	520 ± 30		
Tripodfundering	490 ± 40		
Jacketfundering	486 ± 34		
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	500 ±40		
Tripodfundering	470 ± 40		
Jacketfundering	470 ± 40		
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	49,7 ± 0,4	52,7 ± 0,4	57,2 ± 0,4
Tripodfundering	47,0 ± 0,4	49,8 ± 0,4	54,0 ± 0,4
Jacketfundering	46,6 ± 0,4	49,4 ± 0,4	53,6 ± 0,4
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**79,8**		

Voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma en Nederwiek 1 zijn door TNO extra berekeningen uitgevoerd voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen uitgaande van een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 µPa^{2}s. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 4.3. Ter vergelijking zijn de, eerder in Tabel 4.1 en Tabel 4.2 weergegeven gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 µPa^{2}s ook opgenomen, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie.

[6]Monopaalfundering met geluidnorm SELss = 168 dB re 1 µPa2s (750 m); de in het KEC 4.0 voor deze locatie gepresenteerde waarde is niet juist, omdat bij het berekenen van het effectieve verstoringsoppervlak onterecht is uitgegaan van M-gewogen geluid. De waarde is daarom opnieuw berekend.

De vergelijking in Tabel 4.3 laat zien dat toepassen van de ruimere geluidnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 µPa^{2}s tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van maximaal ruim 50%. Dit betekent dat alle alternatieven met 15 MW turbines (1a, 1b, 1c) de waarden uit het KEC 4.0 ruimschoots overschrijden. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en ligt het aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm voor de alternatieven 2a en 2b (resp. 100 en 106 turbines) in onder de ordegrootte als het aantal dat voor de KEC 4.0 locatie is berekend. Voor alternatief 2c wordt de KEC 4.0 waarde met 3 - 10% overschreden. In paragraaf 7.3 is beoordeeld of er in cumulatie met de aanleg van windparken in de periode 2016-2030 sprake is van een overschrijding van de ecologische norm[7] en significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

Tabel 4.3 Gemiddelde (± standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. MP = monopaal; TP = tripodfundering, JT = jacketfundering. Rood: overschrijding KEC 4.0 waarde: oranje: ordegrootte KEC 4.0 waarde; groen: kleiner dan KEC 4.0 waarde.

Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 µPa2s]	**Alternatief 1a**	**1b**	**1c**	**2a**	**2b**	**2c**
164 dB	**109 ± 0,5**	**114 ± 0,6**	**125 ± 0,6**	**MP: 76 ± 0,5 TP: 72 ± 0,6 JT: 72 ± 0,6**	**MP: 81 ± 0,6 TP: 77 ± 0,6 JT: 76 ± 0,6**	**MP: 88 ± 0,6 TP: 83 ± 0,7 JT: 83 ± 0,6**
160 dB	**72 ± 0,4**	**75 ± 0,4**	**82 ± 0,4**	**MP: 50 ± 0,4 TP: 47 ± 0,4 JT: 47 ± 0,4**	**MP: 53 ± 0,4 TP: 50 ± 0,4 JT: 49 ± 0,4**	**MP: 57 ± 0,4 TP: 54 ± 0,4 JT: 54 ± 0,4**
KEC 4.0 (160 dB)	**79,8**					

4.3 Zeehonden

Voor zeehonden ontstaat tijdens het heien een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma zijn opgenomen in Tabel 4.4 en Tabel 4.5.

Tabel 4.4 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1a, b en c (respectievelijk 134, 140 of 153 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De weergegeven bandbreedte betreft het jaargemiddelde ± standaarddeviatie en is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied. Tussen haakjes: minimaal en maximaal aantal verstoorde dieren per dag (afhankelijk van seizoen). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa^{2}s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van bijlage 5 van het MER voor uitleg over de effect parameters).

Alternatief 1a, 1b, 1c	**134 x 15 MW turbines**	**140 x 15 MW turbines overplanting 5%**	**153 x 15 MW turbines overplanting 15%**
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering	225 ± 7		
Gewone zeehonden			

[7] De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	14 ± 2 (8 – 35)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,4 ± 0,3	20,3 ± 0,3	22,1 ± 03
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**72,1**		
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	15 ± 6 (12 – 21)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,6 ± 0,7	20,6 ± 0,7	22,5 ± 0,7
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**74,6**		

Tabel 4.5 Zoals voorgaande tabel: voor alternatief 2a, 2b, 2c

Alternatief 2a, 2b, 2c	**100 x 20 MW turbines**	**106 x 20 MW turbines overplanting 5%**	**115 x 20 MW turbines overplanting 15%**
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering	198 ± 13		
Tripodfundering	182 ± 16		
Jacketfundering	182 ± 14		
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	13 ± 2 (7 – 31)		
Tripodfundering	12 ± 2 (6 – 29)		
Jacketfundering	12 ± 2 (6 – 29)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 0,2	13,6 ± 0,2	14,7 ± 0,2
Tripodfundering	11,8 ± 0,2	12,5 ± 0,2	13,6 ± 0,2
Jacketfundering	11,8 ± 0,2	12,5 ± 0,2	13,6 ± 0,2
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**72,1**		
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	13 ± 5 (10 – 18)		
Tripodfundering	12 ± 4 (9 – 17)		
Jacketfundering	12 ± 5 (9 – 17)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 0,5	13,5 ± 0,5	14,7 ± 0,5

Tripodfundering	11,6 ± 0,5	12,3 ± 0,5	13,3 ± 0,5
Jacketfundering	11,6 ± 0,5	12,3 ± 0,5	13,3 ± 0,5
KEC 4.0 herberekening centrale locatie[6]	**74,6**		

Uit de resultaten blijkt dat significante negatieve effecten van het heien met een geluidnorm van 160 dB re 1µPa2s (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden om een aantal redenen zijn uit te sluiten:

- Vergeleken met het aantal dierverstoringsdagen uit het KEC 4.0 zijn de berekende waarden voor kavel Gamma in alle gevallen lager.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het maximaal 0,04 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat 0,08 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering).

De verschillen in het aantal dierverstoringsdagen tussen de alternatieven hangt sterk samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen). De aanleg van alternatief 1a, 1b, 1c (134 – 153 funderingen) leidt tot ongeveer 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2a, 2b, 2c (100 – 115 funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{ss} = 164 dB re 1 μPa^2s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij er voor windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') is uitgegaan van een geluidnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 μPa^2s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm[8] voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

4.4 Conclusie

Voor de gewone en grijze zeehond blijkt dat significante negatieve effecten van het heien met een geluidnorm van 160 dB re 1µPa2s (750 m) op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden zijn uitgesloten. Uit het KEC 4.0 blijkt dat bij een geluidsnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 μPa^2s op 750m de ecologische (werk)norm[8] voor gewone en grijze zeehonden niet wordt overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm (bijvoorbeeld SEL_{ss} = 164 dB re 1 μPa^2s op 750m) zal dat dus ook niet gebeuren.

[8] Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Voor bruinvissen blijkt uit bovenstaande gepresenteerde resultaten (zie Tabel 4.3 in paragraaf 4.2) dat voor 7 van de 12 onderzochte scenario's het aantal bruinvisverstoringsdagen dat in het KEC 4.0 voor dit gebied is berekend niet wordt overschreden. Het gaat dan om de alternatieven 1a, 1b, 2a, 2b en 2c bij een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s. En dit geldt voor de alternatieven 2a en 2b bij een geluidsnorm van SELSS = 164 dB re 1 µPa2s[9]. Voor deze alternatieven kunnen significante effecten op de GSI van de bruinvispopulatie op voorhand worden uitgesloten. Voor 5 van de 12 onderzochte scenario's wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen dat in het KEC 4.0 voor dit gebied is berekend overschreden. uitgesloten.

In paragraaf 7.3 is voor het worst-case alternatief 1c met de hoogste dierverstoringsdagen beoordeeld of in cumulatie met de aanleg van windparken in de periode 2016-2030 er sprake is van overschrijding van de ecologische norm[7] en, of significante effecten op de bruinvispopulatie en zeehondenpopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

[9] Bij de 20 MW alternatieven 2a en 2b ligt het aantal bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde die in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver kavel Gamma is bepaald.

5 Benthos

De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Ow, die geen zoute benthossoorten bevat. Om deze reden komen in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver geen benthossoorten voor die opgenomen zijn in de Ow. De bouw en exploitatie van een windpark in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

6 Vissen

De steur (Acipenser sturio) en houting (Coregonus oxyrinchus) zijn beschermd onder de Ow soortenbescherming. De steur komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017). De houting groeit in Nederlandse wateren op in het IJsselmeer en verblijft hier ook als volwassen dier, door gebrek aan open verbindingen met de zee (Winter et al. 2015). De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

7 Cumulatie

De hiervoor beschreven effecten van een windpark in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

In het hoofddocument van het MER worden cumulatieve effecten behandeld in hoofdstuk 6 (vogels en vleermuizen) en 7 (onderwaterleven). Omdat cumulatie van toepassing is voor het kavelbesluit via de Wwoz, wordt voor de volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019, Potiek et al. 2022b).

In het KEC 1 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, van der Wal et al. 2015) dat later eerst geactualiseerd werd naar het KEC 3 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van windenergiegebied IJmuiden. Ver Gamma. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat zodoende niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt ook de ‘vrije’ ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windparken, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten, zoals alkachtigen en duikers. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies op de hoofdroutes van en naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedvogels zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver kavel Gamma op meer dan 60 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 4.0 gebruikt (Potiek et al. 2022b), met aanvullende actualisaties voor de jan-van-gent en de zilvermeeuw (Potiek & Gyimesi 2023). In de berekeningen zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2029 meegenomen, waaronder alle IJmuiden Ver kavels, en Nederwiek I dat in hetzelfde jaar als IJmuiden Ver kavel Gamma de tenderfase ingaat. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit het KEC 4.0 en uit de aanvulling voor de jan-van-gent en de zilvermeeuw gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b, Potiek & Gyimesi 2023). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

7.1 Vogels

De cumulatieve berekeningen zijn zowel voor het nationale scenario (uitsluitend Nederlandse windparken) als het internationale scenario (alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel t/m 2029) uitgevoerd. De Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn buiten beschouwing gelaten omdat het wordt aangenomen dat die niet meer operationeel zijn ten tijde van ingebruikname van IJmuiden Ver kavel Gamma.

Achtereenvolgens wordt in deze paragraaf ingegaan op zeevogelsoorten en vogels tijdens seizoenstrek. Tevens is er aandacht voor recent geüpdatet cumulatieve vogelslachtofferberekeningen en de gevolgen hiervan voor deze soortbeschermingstoets.

7.1.1 Zeevogels

In voorliggend rapport is het ORNIS 1%-criterium gebruikt als eerste stap om te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden. Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse natuurlijke sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine (verwaarloosbare) hoeveelheid worden beschouwd (zie ook hoofdstuk 2.3). In hoofdstuk 2.5 is geconcludeerd dat voor de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw de additionele sterfte deze 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt, en daarom kan er eventueel sprake zijn van een significant effect. Verder is in paragraaf 11.1.1 in bijlage 4 van het MER is voor elke zeevogelsoort ingegaan op het aantal slachtoffers dat verwacht wordt in een nationaal scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2029) en internationaal scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2029).Voor al deze soorten zijn populatiemodellen gebruikt om concreet te bepalen wat de consequenties van de additionele sterfte van de cumulatieve effecten van IJmuiden Ver kavel Gamma en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee zijn. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soortspecifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALIs) (Potiek et al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zie bijlage 4 van het MER voor een nadere beschrijving.

Jan-van-gent
De actuele ALI-drempelwaarde voor de jan-van-gent (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 16,5%, en voor het nationale scenario is dit 28,5%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Grote mantelmeeuw
De actuele ALI-drempelwaarde voor de grote mantelmeeuw (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 30,6%, en voor het nationale scenario is dit 35,0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Kleine mantelmeeuw
De actuele ALI-drempelwaarde voor de kleine mantelmeeuw (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans

op een dergelijke afname 17,8%, en voor het nationale scenario is dit 18,0%. Hiermee blijven zowel het nationale scenario als het internationale scenario onder de grens van 50%.

Zeekoet
De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 16,2%, en voor het nationale scenario is dit 5,8%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 10%, maar wordt deze norm voor het internationale scenario overschreden. Daarmee zijn significant negatieve effecten op zeekoet niet uit te sluiten. Echter, in bijlage 1 zijn nieuwe cumulatieve vogelslachtofferberekeningen opgenomen. Op basis hiervan zijn ook significant negatieve effecten op de zeekoet in het internationale scenario uitgesloten. Zie paragraaf 7.1.3 voor een nadere toelichting.

Alk
De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. Voor het internationale scenario is de kans op een dergelijke afname 13,6%, en voor het nationale scenario is dit 4,5%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 10%, maar wordt deze norm voor het internationale scenario overschreden. Daarmee zijn significant negatieve effecten op alk niet uit te sluiten. Echter, in bijlage 1 zijn nieuwe cumulatieve vogelslachtofferberekeningen opgenomen. Op basis hiervan zijn ook significant negatieve effecten op de alk in het internationale scenario uitgesloten. Zie paragraaf 7.1.3 voor een nadere toelichting.

Conclusies cumulatieve impact zeevogels
Op basis van de bovenstaande uitkomsten van de meest recente berekeningen kunnen significant negatieve effecten worden uitgesloten voor alle zeevogelsoorten bij zowel het nationale als internationale scenario, behalve voor alk en zeekoet. Voor alk en zeekoet geldt dat significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten in het internationale scenario, maar wel voor het nationale scenario. Echter, in bijlage 1 zijn nieuwe cumulatieve vogelslachtofferberekeningen opgenomen. Op basis hiervan zijn ook significant negatieve effecten op de alk en zeekoet in het internationale scenario uitgesloten. Zie paragraaf 7.1.3 voor een nadere toelichting.

7.1.2 Watervogels en landvogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van Collision Risk Modellen bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in Voor een aantal van deze soorten (zie tabel 2.4 voor de soortenlijst) is in de KEC 1 studie berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen (zie Rijkswaterstaat 2015). Voor die reden is in die studie in een vervolgstap met behulp van de Potential Biological Removal (PBR) methode bepaald wat het effect op populatieniveau zal zijn. Uit die analyse bleek dat de additionele mortaliteit voor alle soorten onder het PBR-niveau van de internationale populatie blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden

hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

7.1.3 Nieuwe cumulatieve berekeningen

In bijlage 1 bij deze soortbeschermingstoets zijn nieuwe cumulatieve vogelslachtofferberekeningen opgenomen. Deze paragraaf gaat in op de gevolgen van deze nieuwe berekeningen op de resultaten van deze soortbeschermingstoets. De belangrijkste redenen voor een update van de vogelslachtofferberekeningen zijn:

- In de soortbeschermingstoetsen voor recente kavelbesluiten (voor IJmuiden Ver Alpha/Beta) werd tot dusver uitgegaan van het KEC 4.0 scenario (zomer 2021) voor de cumulatieve toetsing, waarbij alleen voor het desbetreffende windpark waarvoor het milieueffectrapport (MER) en de soortbeschermingstoets wordt opgesteld nieuwe slachtofferaantallen werden toegevoegd. Voor de overige windparken zijn in de cumulatieve toetsing de slachtoffers van het KEC 4.0 gehanteerd. Inmiddels zijn er t.o.v. KEC 4.0 ook meer gegevens bekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. Ook zijn voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Nederwiek 1 en in deze SBT voor Gamma overplantingsscenario's opgesteld die in cumulatie dienen meegenomen te worden. Daarom zijn de gehanteerde aantallen slachtoffers van het KEC 4.0 gedateerd en geupdatet in bijlage 1.
- De beschikbaarheid van nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels (Waggit et al. 2020), waarvan het KEC 4.0 nog niet uitging (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022b).

Uit deze cumulatiestudie uit bijlage 1 kan worden geconcludeerd dat in geen van de scenario's de ALI-norm van de soorten wordt overschreden, zowel voor het nationale scenario (Nederlandse windparken tot en met IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek 1 (zuid)) als het internationale scenario (ook alle internationale windparken waarvan de operationele fase begint in 2029 of eerder). Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Eerder in deze paragraaf 7.1 werd nog geconcludeerd dat voor zowel alk als zeekoet de ALI-norm in het internationale scenario werd overschreden. Daar is nu geen sprake meer van, vanwege lagere dichtheden en gebruik van exactere gegevens over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0.

7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

Er bestaat grote onzekerheid omtrent de populatiegroottes van deze soorten, maar in opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Met deze methode kan een inschatting gemaakt worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroeicurves en minimum populatieschattingen per soort. Dit is uitsluitend gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden.

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populaties, worden de bestaande en vergunde windparken meegenomen in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC (KEC 4.0) in 2022 zou in Nederland het maximale aantal turbines t/m IJmuiden Ver Gamma & Nederwiek I op 1.320 uitkomen en internationaal in 2029 in de zuidelijke Noordzee (inclusief de Nederlandse windturbines) op 8.046 (cf. Potiek et al. 2022b).

In windparken in open vlakke gebieden op land varieert het gemiddelde aantal slachtoffers rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell et al. 2010a, Limpens et al. 2013). Dergelijke open en vlakke gebieden zijn landschappelijk voor vleermuizen vergelijkbaar met de situatie offshore. Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: gezien de overeenkomst van het open, vlakke habitat offshore met het open, vlakke habitat in landbouwgebieden ligt het aantal slachtoffers ook ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. In aanmerking nemend dat migrerende vleermuizen op zee minder voorkomen dan vleermuizen op landlocaties wordt in voorliggend rapport de worst-case aanname gedaan dat in offshore windparken in de Noordzee maximaal 1 slachtoffer per turbine per jaar zullen vallen. In de expert workshop die is uitgevoerd in het kader van KEC 5.0 (Royal Haskoning, 2024) is geconcludeerd dat het op dit moment niet mogelijk is om een meer wetenschappelijk onderbouwde aanname voor het aantal vleermuisdoden vast te stellen.

Volgens deze worst-case aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen, zal dit cumulatief tot 1.320 vleermuisslachtoffers per jaar leiden in het nationale scenario en 8.046 vleermuisslachtoffers in het internationale scenario (zie Tabel 7.1). Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen in de slachtofferaantallen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 3,8%. Daarmee komen de voorspelde jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers in het internationale scenario onder ruige dwergvleermuizen op 7.700 en onder rosse vleermuizen op 306 dieren uit. Door toepassing van de stilstandvoorziening (zie hoofdstuk 8) zou het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd kunnen worden (Boonman & Japink 2022). Hier wordt ter indicatie de aanname gedaan dat de buitenlandse windparken op de Zuidelijke Noordzee ook een vergelijkbare stilstandvoorziening treffen voor migrerende vleermuizen. Onder rosse vleermuizen is het geschatte afgeronde aantal jaarlijkse slachtoffers in het internationaal cumulatiescenario na deze mitigatie 183 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren. Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na de mitigatie uit op 4.620 dieren in het internationale cumulatiescenario, ruim boven de PBR van 1.905 dieren. In het nationale scenario wordt voor de ruige dwergvleermuis zowel voor als na mitigatie voldaan aan de PBR van 1.905 dieren. Bovendien is het aandeel aanvaringsslachtoffers (88) na mitigatie van IJmuiden Ver Gamma ten opzichte van het totaal aantal aanvaringsslachtoffers internationaal (4620) 1,9 procent.

Tabel 7.1 Aanvaringsslachtoffers vleermuizen in cumulatie

	IJmuiden Ver Gamma (worst-case o.b.v. alternatief 1c)	Nationaal	Internationaal
Totaal aantal slachtoffers	153	1320	8046
Ruige dwergvleermuis	146	1263	7700
Rosse vleermuis	6	50	306
Ruige dwergvleermuis (na mitigatie)	88	758	4620
Rosse vleermuis (na mitigatie)	3	30	183

Conclusie

Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het internationale scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. De conclusie is echter gebaseerd op de worst-case aanname van 1 slachtoffer per turbine per jaar. Dit is naar verwachting een forse overschatting, met name voor de turbines gelegen in het noordelijke gedeelte van de Noordzee ter hoogte van Schotland. Hier is meer sprake van open zee en zijn de migratieafstanden tussen het Europese Continent en Groot-Brittannië veel langer. Bovendien gaat de PBR uit van minimum populatieschattingen per soort. In het nationale scenario zijn negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis wel uit de sluiten. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding uit te sluiten.

Belangrijke kanttekening is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Verder onderzoek naar waar migrerende ruige dwergvleermuizen voorkomen over zee, het aantal ruige dwergvleermuizen dat op rotorhoogte vliegt, het gedrag, hun aanvaringsrisico, het aantal slachtoffers en de grootte van de populatie waarbij deze slachtoffers horen, kan in de toekomst de gebruikte aannames mogelijk realistischer maken. In het kader van WOZEP wordt dergelijk onderzoek uitgevoerd, zie hiervoor het Meerjarenprogramma WOZEP 2024-2030. Zo laat een onderzoek zien dat naar verwachting ongeveer 6 – 10% van de ruige dwergvleermuizen in een studiegebied langs de Noord-Hollandse kust zich verder op zee verplaatsen vanaf land (Lagerveld et al., 2024).

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.7 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. Bij toepassing van de geluidnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden tot 2030 is de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) voor bruinvissen niet in het geding.

Het cumulatieve populatie-effect op zeezoogdieren door impulsief geluid van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode 2016 tot 2030 is berekend. De alternatieven met 15 MW

turbines zijn hierbij (worst case) als uitgangspunt genomen voor de invulling van IJmuiden Ver Gamma (zie paragraaf 4.3.3 van bijlage 5 van het MER). Hieruit blijkt dat een geluidsnorm van 168 dB voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver, Nederwiek, Lagelander en Doordewind met grote zekerheid (>95%) leidt tot een populatiereductie van 6,3% voor bruinvissen, en daarmee de ecologische norm overschrijdt. De populatie reductie van zeehonden bedraagt 0% en voldoet daarmee wel aan de ecologische norm. Significant negatieve effecten op de zeehondenpopulatie als gevolg van de uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode 2016 – 2030 is daarmee uitgesloten.

Wanneer er voor de kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver en Nederwiek I wordt uitgegaan van een geluidsnorm van 164 dB en voor de overige kavels uit de versnelling van 160 dB (zie Tabel 7.19 van het MER), daalt de populatiereductie van bruinvissen met grote zekerheid (>95%) naar 2,3%[10] waarmee de ecologische norm van 5% voor zowel bruinvissen niet wordt overschreden en negatieve effecten op de bruinvispopulaties als gevolg van de uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode 2016 – 2030 is uitgesloten. Zie paragraaf 4.3 van bijlage 5 van het MER voor de volledige toelichting van deze resultaten.

7.4 Benthos

In kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver komen geen benthossoorten voor die zijn beschermd onder de Ow. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Ow. Omdat om deze reden effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

7.5 Vissen

De steur (Acipenser sturio) en houting (Coregonus oxyrinchus) zijn beschermd onder de Ow soortenbescherming, maar de bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen zoals in hoofdstuk 6 is gesteld. Omdat effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

[10] In deze geluidsberekening is op basis van de meest recente inzichten voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I uitgegaan van het worst-case alternatief 1c waarbij één turbinefundering per dag wordt geplaatst (voorheen 2), en een TenneT-platform met 16 funderingspalen (voorheen 3). Voor deze windenergiegebieden èn de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha & Beta is uitgegaan van de geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s voor bij de heiwerkzaamheden van de turbinefunderingen. Overige geluidnormen voor het heien van funderingen voor turbines en TenneT-platforms zijn in overeenstemming met de (ontwerp)kavelbesluiten. Zonder toepassing van deze nieuwe inzichten komt de populatiereductie voor bruinvissen uit op 3,4%. Zie ook paragraaf 4.3 van bijlage 5.

8 Overzicht van mitigerende maatregelen vogels en vleermuizen

Om het aantal slachtoffers onder vogels en vleermuizen te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

	Maatregel	**Maatregel geldend voor:**	**Toelichting**	**Haalbaarheid en/of effectiviteit**
	Aanlegfase en verwijderingsfase			
1	Bouw in de periode juni t/m september	Vogels	In deze periode zijn de meest verstoringsgevoelige vogelsoorten niet in het plangebied aanwezig	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor constructie. Het windpark omvat echter de bouw van minimaal 100 turbines. Niet bekend of constructiewerk binnen deze periode past.
2	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Vogels	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.
3	Inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien	Vogels	Verstoring door geluid wordt beperkt	Effect van geluid op zeezoogdieren is onderzocht en negatief. Mitigatie middels een geluidsnorm is onderdeel van het VKA. Additionele mitigatiemogelijkheden zijn beschreven in paragraaf 4.1. Effecten van geluid op vogels zijn onbekend, waardoor nut en noodzaak van deze maatregel ongewis is.
	Operationele fase			
4	Zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Vogels en vleermuizen	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Verwachte ontwikkeling in toekomst. Mogelijk duurdere constructie van grotere turbines, maar kostenreductie bij onderhoud.
5	Tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Vogels en vleermuizen	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk.
6	Introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Vogels en vleermuizen	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn.	Tussen en in de kavels ontstaan al corridors ten gevolge van de aanwezigheid van kabels en leidingen.
7	Zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Vogels	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Verkleinen park met behoud vermogen leidt tot meer windafvang.
8	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar	Vogels	Aannemelijk, (nog) niet ondersteund door empirisch onderzoek, dat vergroten	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn

	Maatregel	Maatregel geldend voor:	Toelichting	Haalbaarheid en/of effectiviteit
	ook akoestische waarschuwingssignalen		detectiekans turbines leidt tot vermindering van aantal aanvaringsslachtoffers. Dit is vogelsoort-specifiek. (May et al. 2015).	(toename verstoring). Effectiviteit onbekend.
9	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Vogels	Hoogste aantal aanvaringsslachtoffers onder vogels valt in het voorjaar/ vroege zomer.	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor onderhoud.
10	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Vogels	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.
11	Stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogeltrek op rotorhoogte	Vogels	Op momenten dat er veel vogels langskomen op rotorhoogte (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek staat echter nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast.	Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen al wel opgenomen. Naar verwachting zal dit indirect ook resulteren in minder slachtoffers onder vleermuizen, vanwege overlappende migratieperioden.
12	Opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag.	Vleermuizen	De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige, windomstandigheden gemeten. Stilstand bij lage windsnelheid in relevant seizoen/tijdstip voorkomt aanvaringen van trekkende vleermuizen.	Het is (op land) aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald et al. 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden. Voor IJmuiden Ver Alpha en Beta is een stilstandvoorziening voorgeschreven voor vleermuizen. Deze stilstandvoorziening reduceert het aantal slachtoffers gedurende de najaarsmigratie met naar schatting 40% (Boonman & Japink, 2022).

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers van vogels en vleermuizen lager wordt. Van maatregel 11 is momenteel geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld et al. 2015; Brinkman et al., 2024). Wel wordt binnen het Wozep-programma aandacht hieraan geschonken om stappen te zetten. De vier maatregelen worden ook overwogen in het besluitvormingsproces. Vaststelling

is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

LITERATUUR

Abt, K. & A. Konter, 2009. Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). Ardea 97: 313-321.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).

Bauchau, V., H. Horn & O. Overdijk, 1998. Survival of Spoonbill on Wadden Sea islands. Journal of Avian Biology 29: 177-182.

BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.

BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS ONE 9(9): e106366.

Brinkman C. & H. Schekkerman 2024. Verkenning trekkende niet-zeevogels boven de Noordzee. Sovon-rapport 2024/30. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

BTO Bird facts: Robinson, R.A. 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland (BTO Research Report 407). BTO, Thetford [http://www.bto.org/birdfacts, accessed July 2020].

Boonman, M. & M. Japink, 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore wind farms. Report 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. Ibis 157: 558-566.

Flegg, J.J.M. & D.E. Glue, 1973. A water rail study. Bird Study 20: 69-80.

Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Report 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Hewson, C. M., K. Thorup, J.W. Pearce-Higgins & P.W. Atkinson, 2016. Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. Nature Communications 7: 12296.

Krijgsveld K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Report 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Lagerveld S., de Vries P., Noort B., Stienstra K., Sonneveld C., Valina T., Keur M & Steenbergen J., 2024. Coastal and offshore movements of Nathusius' pipistrelle during autumn migration. Wageningen Maine Research, Den Helder

Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Report C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern

North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen / Bureau Waardenburg, Culemborg.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, , L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Report 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.

Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox, R.W. Furness, R. Bullman & M. Desholm, 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. ICES Journal of Marine Science 66: 746-753.

May, R, O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.

McGregor, R.M., S. King, C.R. Donovan, B. Caneco & A. Webb, 2018. A Stochastic Collision Risk Model for Seabirds in Flight. Marine Scotland.

Møller, A.P., 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. Oecologia 159: 849-858.

Møller, A.P., J.J. Soler & M.M. Vivaldi, 2010. Spatial heterogeneity in distributions and ecology of Western Palearctic birds. Ecology 20: 2769-2782.

Nature today, 2017. Meer steuren gemeld. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23338

Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (download via https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten).

Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018a. Phenological changes in a migratory swan coping with climate change. 6th International Swan Symposium. Abstract 52.

Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying? 6th International Swan Symposium. Abstract 69.

Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan ‘Wind op Zee’ mei 2010 – april 2011. Report 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of

additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A. & A. Gyimesi, 2023. Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027. Rapport. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Rijkswaterstaat 2022 Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Den Haag.

Royal Haskoning, 2024. Input from workshop on bat fatalities from offshore wind. KEC Vleermuizen Noordzee. Amersfoort.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12: 261-274.

Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022a. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022b. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC (“Kader Ecologie en Cumulatie”) 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.Steunpunt Natura 2000, 2009. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip ‘significante gevolgen’ uit de Natuurbeschermingswet. Regiebureau Natura 2000, Utrecht.

van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

van der Winden, J & P. W. van Horssen, 2008. A population model for the black tern Chlidonias niger in West-Europe. Journal of Ornithology 149: 487-494.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. Journal of Applied Ecology 57(2): 253-269.

Wetlands International 2022. Waterbird Population Estimates: AEWA CSR8. wpe.wetlands.org.

Winter, H. V., L.R. Teal, K.E. van de Wolfshaar, A.B. Griffioen, B. Houben & N.W.P. Brevé, 2015. Desk-study on habitat quality for the European Sturgeon in the Dutch Rhine and southern North Sea. Report C044/15. IMARES, Wageningen UR

Wood, K.A., J.L. Newth, G.M. Hilton, B.A. Nolet & E.C. Rees, 2016. Inter-annual variability and long-term trends in breeding success in a declining population of migratory swans. Journal of Avian Biology 47: 597-609.

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden



J.J. Leemans
J.J. Kraal
N. Heida
A. Potiek
A. Gyimesi

WAARDEN BURG Ecology

we consult nature.

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario’s

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi



WAARDEN BURG Ecology

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	23-442
Projectnummer:	23-0410
Datum uitgave:	28 augustus 2024
Projectleider:	dr. A. Gyimesi
Tweede lezer:	R. Fijn *MSc.*
Controle analyse en berekeningen:	J.J. Leemans *MSc.*, dr. A. Potiek
Opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	email dd 9 okt 2023

Graag citeren als: Leemans J.J., J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi 2023. Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's, Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Rapport 23-442. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: offshore windparken, cumulatieve berekeningen, aanvaring, CRM, habitatverlies, populatiemodel, ALI

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult / Ministerie van Economische Zaken
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de brancheverenigingen Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Voorwoord

Voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Gamma heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd over de effecten op vissen, benthos, vleermuizen en vogels. In deze rapportage zijn ook de cumulatieve effecten getoetst. Onderhavige rapportage betreft een vervolgopdracht om nieuwe slachtofferberekeningen en vervolgens nieuwe cumulatieve toetsingen op vogels uit te voeren voor aanvullende windparkscenario's. Vanwege de grote tijdsdruk op offshore windenergie-ontwikkelingen wordt de rapportage als een groeidocument gepresenteerd: in eerste instantie werden resultaten voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta gepresenteerd. In de huidige versie van het document zijn deze aangevuld door uitkomsten voor de windparken IJmuiden Ver Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Voor dit laatste windpark zijn in voorliggend rapport geen cumulatieve berekeningen voor broedvogels en trekvogels uitgevoerd, deze zullen in de MER fase gedaan worden. Vanuit het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat heeft Ufuk Kilinç het project begeleid. Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door Sergej van de Bilt en Joost Sissingh. Wij danken hen voor de prettige samenwerking. Daarnaast heeft Pondera ook het samenvattende hoofdstuk over de gevolgen van de resultaten van deze cumulatiestudie voor het MER, Soortentoets en Passende Beoordeling van IJmuiden Ver Gamma geleverd.



Inhoud

Voorwoord **4**

1 Inleiding **7**

1.1 Aanleiding 7

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten 8

2 Materiaal en methode **9**

2.1 Windparken 9

2.1.1 Windparkscenario's 9

2.1.2 Windpark en turbine data 10

2.2 Lokale vogels 12

2.2.1 Vogeldichtheden 12

2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers 14

2.2.3 Berekening habitatverlies 17

2.2.4 Populatiemodellen 18

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 19

2.3.1 Berekening aanvaringen 19

2.3.2 Berekening habitatverlies 20

2.3.3 Cumulatieve beoordeling 21

2.4 Trekvogels 21

3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario **24**

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta 24

3.1.1 Lokale vogels 24

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 29

3.1.3 Trekvogels 32

3.2 IJmuiden Ver Gamma 33

3.2.1 Lokale vogels 33

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 37

3.2.3 Trekvogels 40

3.3 Nederwiek I 42

3.3.1 Lokale vogels 42

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 45

3.3.3 Trekvogels 48

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden 50
3.4.1 Lokale vogels 50
4 Beoordeling effecten op populatieniveau 54
4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels 54
4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's 54
4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's 54
4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 57
4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 58
4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden 58
4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden 61
4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden 61
4.4 Trekvogels 62
5 Samenvatting 67
6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma 70
Literatuur 78
Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 80
Bijlage II Windpark data 117
Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit 121
Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 122



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Voor de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor kavel Alpha en Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd waarin onder andere de cumulatieve effecten op vogels zijn getoetst. Hierbij werden voor kavel Alpha de worst-case scenario's 134x15MW en voor kavel Gamma 153x15MW turbines in beschouwing genomen.

Onderhavig rapport betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een beoordeling van nieuwe aanvullende cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.
De belangrijkste redenen voor een update van de vogelslachtofferberekeningen voor de verschillende milieueffectrapportages zijn:

- In de verschillende milieueffectrapportages werd tot dusver uitgegaan van het KEC 4.0 scenario (zomer 2021) voor de cumulatieve toetsing, waarbij alleen voor het desbetreffende windpark waarvoor het milieueffectrapport (MER) wordt opgesteld nieuwe slachtofferaantallen werden toegevoegd. Voor de overige windparken zijn in de cumulatieve toetsing de slachtoffers van het KEC 4.0 gehanteerd. Inmiddels zijn er t.o.v. KEC 4.0 ook actuelere gegevens bekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. Daarom zijn de gehanteerde aantallen slachtoffers van het KEC 4.0 gedateerd.
- De beschikbaarheid van nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels (Waggit *et al.* 2020), waarvan het KEC 4.0 nog niet uitging (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022).
- Het kunnen toestaan van nog niet eerder beschouwde overplantingsalternatieven (115 windturbines van 20 MW = 2.300 MW) in de kavelbesluiten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.

Op basis van de onderzoeksresultaten in het MER van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (van der Vliet *et al.* 2023) is gebleken dat de milieueffecten van het overplantingsalternatief met 115 windturbines van 20 MW (samen 2.300 MW) in bijna alle gevallen gunstiger zijn dan de alternatieven met 15 MW windturbines, met name bij de relevante ecologische thema's zoals zeevogels, vleermuizen en onderwatergeluid. Daarom is in onderhavig onderzoek voor de verschillende onderzochte cumulatieve scenario's ook het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW meegenomen, om te bezien of overplanting met 20 MW turbines in de windparken past binnen de ecologische normen voor vogels. In het MER voor IJmuiden

Ver Gamma en Nederwiek I wordt niet alleen een overplantingsalternatief van 115 turbines van 20 MW (2.300 MW) beoordeeld, maar ook een overplantingsalternatief met 15 MW turbines, dus een alternatief met 153 turbines van 15 MW (2.295 MW) als worst-case scenario. De berekeningen voor voorliggende rapportage zijn ook voor dit alternatief uitgevoerd en de resultaten gepresenteerd.

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten

IJmuiden Ver Alpha en Beta

Het MER en de kavelbesluiten van kavel Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn eind 2023 gepubliceerd. Onderhavig rapport kan worden gezien als een oplegger op het MER waarin de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing zijn geüpdatet op basis van nieuwe inzichten voor het alternatief met 134 windturbines van 15 MW (2.010 MW samen). Bovendien wordt er middels deze oplegger een overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen) toegevoegd als aanvulling op het MER. De informatie in onderhavig rapport wordt gebruikt in aparte oplegnotities voor de MER'en van kavels Alpha en Beta waarin een effectbeoordeling wordt gegeven voor het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (Sissingh & van de Bilt 2023a, b).

IJmuiden Ver Gamma

Het MER voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt begin 2024 afgerond. In onderhavig rapport worden de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing geüpdatet op basis van nieuwe uitgangspunten voor de overplantingsalternatieven met 153 windturbines van 15 MW (2.295 MW samen) en van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen).

Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

De MER'en voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dienen nog opgesteld te worden. De uitkomsten van onderhavig rapport kunnen integraal verwerkt worden in deze nog op te stellen milieueffectrapportages.



2 Materiaal en methode

In dit hoofdstuk worden de gebruikte data, aannames en uitgangspunten gepresenteerd. Deze kunnen afwijken van wat in de MER'en van windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma gebruikt is. Zo zijn nieuwe windparkscenario's doorgerekend (§2.1.1), nieuwe vogeldichtheden gebruikt (§**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**) en worden de slachtofferberekeningen voor alle windparken op identieke wijze opnieuw gedaan (zie beschrijving in dit hoofdstuk). De overige aannames, de gebruikte modellen en de parameterwaarden in de modellen zijn conform de laatste soortspecifieke berekeningen voor IJmuiden Ver Gamma (van der Vliet *et al.* 2023), maar worden voor de duidelijkheid ook in voorliggend rapport zo volledig mogelijk gepresenteerd. Ten opzichte van het KEC 4.0 betreffen de aanpassingen nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023).

2.1 Windparken

2.1.1 Windparkscenario's

Voor dit rapport hebben we effectbeoordelingen uitgevoerd voor verschillende cumulatieve windparkscenario's. Dit zijn acht scenario's, aangeleverd door het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (Tabel 2.1), met combinaties van bestaande windparken op het Nederlands Continentaal Plat en toekomstige windparken. Deze scenario's hebben we doorgerekend op nationaal niveau en op internationaal niveau. Op het **nationale** niveau zijn in ieder scenario enkel de windparken meegenomen die zijn opgenomen in Tabel 2.1. Op het **internationale** niveau zijn aanvullend op de Nederlandse windparken in ieder scenario ook buitenlandse windparken meegenomen. Hierbij is uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat op het internationale niveau, aanvullend op de Nederlandse windparken (Tabel 2.1), voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle buitenlandse windparken meegenomen worden die gebouwd worden t/m 2029. Voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn dit alle buitenlandse windparken t/m respectievelijk 2030 en 2031. De bestaande windparken OWEZ en Prinses Amalia (PAWP) benaderen het eind van de levensduur en vergunde termijn en worden volgens de huidige verwachtingen in de komende jaren afgebroken. Daarom vormen deze windparken van geen van de cumulatiescenario's een onderdeel. De verschillende genummerde scenario's hebben elk een 'a' en 'b' alternatief. Het 'a' alternatief van elk scenario gaat bij de toekomstige windparken (dus vanaf windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta) uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting. In de

MER'en voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I wordt ook overplanting van de 15 MW alternatieven onderzocht. In tegenstelling tot het MER voor Nederwiek I, is in het MER voor IJmuiden Ver Gamma nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* 2020. In voorliggend rapport zijn deze aanvullende slachtofferberekeningen ook voor IJmuiden Ver Gamma uitgevoerd en worden samen met de resultaten voor Nederwiek I voor het worst-case scenario met 15% overplanting van 15 MW turbines (= 153 turbines van 15 MW) gepresenteerd. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

2.1.2 Windpark en turbine data

De meeste gegevens over configuratie van de Nederlandse windparken (aantallen en type turbines, vermogens, ashoogtes en rotordiameters) zijn door EZK aangeleverd (Tabel 2.2). Voor toekomstige windparken heeft EZK aannames gedaan over bijvoorbeeld de vermogens en rotordiameters van turbines. Gegevens voor de internationale windparken zijn conform het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) gebruikt (Bijlage II). Voor de variabelen rotatiesnelheid, pitch en bladbreedte is één waarde per windturbinevermogen gebruikt (Bijlage III). Onbekende waarden voor deze variabelen voor bepaalde vermogens zijn berekend op basis van extrapolatie van bekende cijfers. Gebaseerd op informatie gekregen van RWS van windparkeigenaren wat betreft windbeschikbaarheid en onderhoud van de windturbines is de aanname gemaakt dat windparken overdag 90% van de tijd operationeel zijn in de lente en zomer. Vervolgens hebben we een gewogen gemiddelde over de gehele dag genomen, met 90% operationaliteit overdag voor 9 uur van de dag en 100% voor de resterende uren, resulterend in een gemiddelde van 96,25% operationaliteit in de maanden maart tot augustus, en 100% voor de rest van het jaar. Daarnaast is voor toekomstige windparken in Nederland een gangbare tiplaagte van 25 meter aangenomen.

Tabel 2.1 *Overzicht van de verschillende cumulatieve scenario's, met het aantal turbines en aantal megawatt (MW) van de turbines in de betreffende windparken per scenario.*

Scenario Windpark	1a Cumulatie Ijver Alpha + Beta 15MW	1b Cumulatie Ijver Alpha, Beta 20MW	2a Cumulatie Ijver Gamma 15MW	2b Cumulatie Ijver Gamma 20MW	3a Cumulatie Nederwiek I 15MW	3b Cumulatie Nederwiek I 20MW	4a Cumulatie TNW 15MW	4b Cumulatie TNW 20MW
Luchterduinen	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW
Gemini	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW
Borssele I en II	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW
Borssele III en IV	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW
Borssele V	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW
Hollandse Kust (zuid) I en II	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW
Hollandse Kust (zuid) III en IV	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (noord) V	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (west) VI	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW
Hollandse Kust (west) VII	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW
IJmuiden Ver Alpha	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Beta	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Gamma			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Nederwiek I			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Ten Noorden van de Waddeneilanden							47 x 15MW	35 x 20MW

Tabel 2.2 *Parameters van de beide turbinetypes die zijn gebruikt bij de berekeningen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.*

Turbine	rotordiameter (m)	ashoogte (m)	# bladen	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
15MW	236	143	3	6,757	8,4	4,285
20MW	280	165	3	8,114	8,6	3,571

2.2 Lokale vogels

Sterfte onder lokale vogels is berekend voor de vijftien soorten die ook in de verschillende MER'en behandeld worden. Deze soorten zijn de geselecteerd uit een lange lijst soorten, als meest relevante vanwege dan wel aanwezigheid, dan wel gevoeligheid van de effecten van offshore windparken (Rijkswaterstaat 2015, 2019).

- Grote mantelmeeuw *Larus marinus*
- Kleine mantelmeeuw *Larus fuscus*
- Zilvermeeuw *Larus argentatus*
- Dwergmeeuw *Hydrocoloeus minutus*
- Drieteenmeeuw *Rissa tridactyla*
- Jan-van-gent *Morus bassanus*
- Grote jager *Stercorarius skua*
- Kleine jager *Stercorarius parasiticus*
- Noordse stormvogel *Fulmarus glacialis*
- Grote stern *Thalasseus sandvicensis*
- Visdief/noordse stern *Sterna hirundo/paradisaea*
- Alk *Alca torda*
- Papegaaiduiker *Fratercula arctica*
- Zeekoet *Uria aalge*
- Ongedetermineerde duiker *Gavia spp.*

2.2.1 Vogeldichtheden

Het soortspecifieke aantal vogels dat aanwezig is in een windparkgebied vormt de basis van elke slachtofferberekening. Het aantal aanvaringen wordt bijvoorbeeld bepaald aan de hand van de flux van vogels die door een gegeven rotoroppervlak vliegt. Deze flux kan worden gemeten (bijvoorbeeld met radar, camera of visueel), maar vaak in het geval van zeevogels, en zo ook in onze berekeningen, zijn de soort- en windpark-specifieke fluxen door het model berekend op basis van de lokale dichtheid van een soort, vastgesteld tijdens scheeps- of vliegtuigtellingen. Ook de berekening van de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies is gebaseerd op soortspecifieke dichtheden van zeevogels. Afhankelijk van de beschikbaarheid is per soort gebruik gemaakt van dichtheden uit Waggit *et al.* (2020), of van KEC 4.0 dichtheidskaarten.

<u>Bepalingen volgens Waggit kaarten</u>

De ESAS (European Seabirds At Sea) database bevat data van internationale zeevogeltellingen die gebruikt kunnen worden voor het bepalen van het soortspecifieke voorkomen van vogels in toekomstige windenergiegebieden. Echter, in sommige gebieden in de Noordzee worden er geen systematische monitoringsprogramma's uitgevoerd, zijn geen tellingen beschikbaar van recente jaren of zijn de data van de uitgevoerde tellingen niet openbaar. Daardoor is de telinspanning niet homogeen over de gehele Noordzee (Soudijn *et al.* 2022). Momenteel maakt Wageningen Marine Research (WMR) in opdracht van Rijkswaterstaat nieuwe dichtheidskaarten van vogels op de Nederlandse Noordzee die niet alleen rekening houden met het waargenomen aantal vogels, maar ook met het aantal waarnemingen per rastercel, en habitatsvariabelen, zoals afstand tot de kust, waterdiepte,

en sedimenttype. Totdat deze kaarten in 2024 beschikbaar komen, wordt gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare zeevogeldichtheden voor de Noordoost-Atlantische regio die ook op basis van ruimtelijke regressiemodellen zijn bepaald, net zoals de toekomstige WMR-kaarten. Dergelijke ruimtelijke regressiemodellen zijn tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in effort. Dergelijke kaarten zijn voorhanden uit 2020, ontwikkeld door Waggit *et al.* (2020), die maandelijkse dichtheden hebben bepaald in een raster van 10 x 10 km. Vanwege deze rasterresolutie hebben we de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 10 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark.

Bepalingen volgens KEC 4.0 kaarten

Wanneer voor een vogelsoort dichtheidskaarten beschikbaar zijn vanuit Waggit *et al.* (2020), zijn in onze berekeningen deze dichtheidskaarten gebruikt als input voor de dichtheden. Echter, Waggit *et al.* (2020) hebben niet alle zeevogelsoorten behandeld. Voor de overige soorten (zie Tabel 2.3) zijn de tweemaandelijkse KEC 4.0 dichtheidskaarten gebruikt: voor Nederlandse parken de nationale dichtheden gebaseerd op MWTL-tellingen (zie hieronder), en voor buitenlandse windparken de internationale dichtheden gebaseerd op de ESAS database (cf. Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022). De KEC 4.0 dichtheidskaarten hebben een resolutie van 5 x 5 km, en daarom hebben we bij deze kaarten de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 5,5 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark. Het stochastische Collision Risk Model (sCRM, zie verder §2.2.2) verwacht maandelijkse dichtheden als input. Daarom zijn de tweemaandelijkse dichtheden voor beide maanden gebruikt die onderdeel vormen van de tweemaandelijkse telmaanden: de augustus dichtheid geldt dus ook voor september, oktober ook voor november, december ook voor januari, enzovoort.

Tabel 2.3 Bronnen voor dichtheidskaarten gebruikt voor de verschillende zeevogelsoorten.

Waggit kaarten	**KEC 4.0 kaarten**
zilvermeeuw	grote mantelmeeuw
drieteenmeeuw	dwergmeeuw
kleine mantelmeeuw	kleine jager
noordse stormvogel	visdief/noordse stern
grote jager	grote stern
jan-van-gent	ongedetermineerde duiker
alk	
zeekoet	
papegaaiduiker	

Voor de vogeldichtheden in buitenlandse windparken is ESAS-data van 1991 t/m 2020 gebruikt als input (cf. KEC 4.0). Deze relatief lange periode is in het KEC 4.0 gekozen vanwege beperkte beschikbaarheid van data en sterke variatie tussen tellingen. Het gebruik van een langere periode resulteert in meer data en daardoor meer betrouwbaarheid. In Nederland wordt de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) monitoring vanuit het vliegtuig in relatief kleine intervallen uitgevoerd (iedere 2 maanden) en deze dekt het gehele Nederlandse deel van de Noordzee in detail. Om deze reden worden de dichtheidsschattingen van deze tellingen als betrouwbaarder beschouwd voor Nederland dan die van de internationale ESAS-data. Voor de berekening van vogeldichtheden in Nederlandse windparken zijn daarom dichtheden op basis van MWTL-vliegtuigtellingen gebruikt (ook cf. KEC 4.0). Voor deze nationale schaal zijn de dichtheden gebaseerd op een kortere periode van datacollectie (1999-2020). Deze kortere periode zorgt ervoor dat tellingen van het verre verleden niet gebruikt worden voor het berekenen van gemiddelde dichtheden, zodat een bepaalde populatietrend in het verre verleden niet tot over- of onderschatting van de huidige dichtheden leidt. De KEC 4.0 kaarten zijn door WMR voor tweemaandelijkse dichtheden ontwikkeld in een raster van 5 x 5 km, door de data van de tellingen te interpoleren (Soudijn *et al.* 2022).

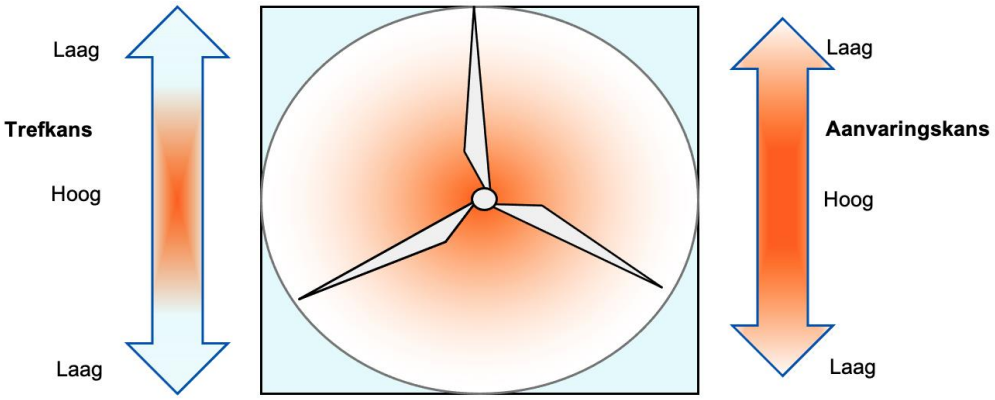
2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers

Slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen zijn eerst berekend per windpark en daarna opgeteld voor de windparken behorend tot de verschillende scenario's. De berekeningen van slachtofferaantallen onder lokale vogels zijn gedaan door gebruik te maken van het stochastische Collision Risk Model (Masden 2015; hierna 'sCRM' genoemd). Het sCRM is gebaseerd op het SOSS Band model (Band 2012), maar maakt het mogelijk om gedetailleerdere input data te gebruiken, specifiek wat betreft het modelleren van de variabiliteit rond bepaalde parameters (Masden 2015). Dit vertaalt zich in een reeks van uitkomsten die geproduceerd wordt, ten opzichte van een enkele uitkomst van het Band model. Hierdoor heeft het model de mogelijkheid om standaarddeviaties rond de maandelijks verwachte slachtofferaantallen te berekenen. Dit geeft een indicatie van de onzekerheid rond de geschatte aanvaringsgetallen. Voor elke soort zijn 1.000 iteraties van het model gerund. Alle sCRM berekeningen zijn uitgevoerd in R (R Core Team 2021).

Het sCRM gebruikt verschillende input parameters gerelateerd aan de eigenschappen van de vogelsoort (zie hieronder) en de windturbines (zie §2.1.2) om het theoretische risico van aanvaring van elke soort per turbinetype te berekenen. Het berekende soortspecifieke aanvaringsrisico wordt daarna vermenigvuldigd met de soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van elk windpark en gecorrigeerd voor het soortspecifieke uitwijkingsgedrag.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor alle lokale vogels voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het

verticale middelpunt van de rotor (Figuur 2.1). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Hierbij moet vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 2.1 *Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.*

De soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van een bepaald windpark, wordt voor zeevogels gebaseerd op de lokale dichtheid van elke soort in elk windpark. Voor de berekeningen van aanvaringsslachtoffers zijn deze vogeldichtheden, die zowel zwemmende als vliegende vogels bevatten, vermenigvuldigd met een soortspecifieke correctiefactor voor de gemiddelde fractie van tijd die in vlucht wordt doorgebracht. Dit is gedaan omdat uitsluitend vliegende vogels een kans op aanvaring lopen. Het sCRM transformeert de dichtheden van vogels in vlucht naar fluxen op rotorhoogte, gebaseerd op soortspecifieke vlieghoogteverdelingen, gerelateerd aan de turbine afmetingen (namelijk ashoogte en rotordiameter).

In het sCRM wordt bij elke iterati" van'het model willekeurig een vlieghoogteverdeling gekozen uit een gegeven set aan vlieghoogteverdelingen. Als input voor het model zijn daarom voor iedere soort verschillende vlieghoogteverdelingen gebruikt (conform het KEC 4.0; Potiek *et al.* 2022) om voor meer variabiliteit in de uitkomsten te zorgen. Vlieghoogteverdelingen van **kleine mantelmeeuw** en **zilvermeeuw** zijn berekend op basis van GPS logger data van vogels uit Nederlandse, Belgische en Britse kolonies (Gyimesi *et al*. 2017a). Voor ieder individu met meer dan 1.500 datapunten is een aparte vlieghoogteverdeling in het model gestopt. Dezelfde methode is toegepast op de vlieghoogteverdelingen van **grote jager** en **jan-van-gent** gebaseerd op GPS logger data

van Ross-Smith *et al*. (2016) en Cleasby *et al*. (2015), respectievelijk. Voor **grote mantelmeeuw** zijn twee vlieghoogteverdelingen gebruikt op basis van Zweedse en Deense logger data (Gyimesi *et al.* 2017b), en één verdeling gebaseerd op Johnston *et al.* (2014). Voor alle overige soorten hebben we 200 vlieghoogteverdelingen gegenereerd door te samplen uit (*zero-truncated normal*) verdelingen met gemiddelde en standaarddeviatie gebaseerd op de 95%-betrouwbaarheidsintervallen per hoogtemeter uit Johnston *et al.* (2014).

Voor **jan-van-gent** zijn in het kader van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof een aanpassing van het percentage nachtactiviteit. Voor alle windparken binnen de gemiddeld maximale foerageerafstand vanaf kolonies (315 km, Woodward *et al.* 2019) wordt gerekend met een nachtactiviteit van 8% in het broedseizoen (april-juli), terwijl in overige windparken en maanden gerekend wordt met 3% (Furness *et al.* 2018). Verder is in het kader van het KEC 4.0 een gebiedsspecifieke leeftijdsverdeling bepaald die ook in voorliggende slachtofferberekeningen en populatiemodellering meegenomen is (Collier *et al.* 2022). In tegenstelling tot het KEC 4.0 is bij de jan-van-gent gebruik gemaakt van een verfijning van de gebruikte uitwijkpercentages (cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma). Dit houdt in dat dichter bij de kolonies (volgens een conservatieve aanname binnen de gemiddelde foerageerafstand van 120 km, Woodward *et al.* 2019) wordt verwacht dat jan-van-genten een lagere vermijdingsreactie op windparken zullen vertonen dan op windparken die verder weg liggen om in de beperkte tijdsperiode van het broedseizoen in de energetische behoeften van henzelf en van hun kuikens te kunnen voorzien. Op basis van de conclusies van Leemans & Gyimesi (2022) is tijdens de broedperiode voor de windparken dichter bij de kolonies het voorzichtige vermijdingspercentage van 98,9% gebruikt (cf. Cook *et al*. 2018). Voor windparken verder weg van kolonies en voor de windparken dichterbij maar buiten de broedperiode is voor jan-van-gent een hoger vermijdingspercentage van 99,6% gebruikt (cf. Leemans & Gyimesi 2022), waardoor minder vogels in het rotoroppervlak terecht kunnen komen.

Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data, hetgeen niet afwijkt van de parameters die zijn gebruikt in KEC 4.0 en de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma. In Tabel 2.4 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort.

Tabel 2.4 *Gebruikte parameters in de sCRM berekeningen voor lokale vogels. N.B.: voor drieteenmeeuw twee verschillende waardes voor vliegsnelheid gebruikt zijn voor flux berekening en het aanvaringsrisico. Naar de bronnen voor de verschillende parameters wordt verwezen met letters in de tabel. Ten opzichte van het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is de enige afwijking het gebruik van een gebiedsspecifiek uitwijkpercentage bij de jan-van-gent (zie tekst).*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht (%)
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,34[b]	3,91[b]	0,01[b]	99,5[c]	0,3[b]
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7[d]	1,20[d]	0,50[e]	99,5[c]	0,34[f]
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,41[b]	3,92[b]	0,43[b]	99,8[c]	0,43[b]
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5[d]	0,10[d]	0,25[e]	99,5[g]	0,6[e]
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9[h]	2,60[h]	0,08[i]	98,9/99,6[c]	0,82[j]
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,71 / 6,22[k]	3,16 / 3,40[k]	0,50[e]	99,2[c]	0,672[l]
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8[d]	2,20[d]	0[e]	99,5[g]	1[e]
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9[h]	3,80[h]	0[e]	99,5[g]	0,8[e]
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2 [m]	3,1[m]	0[e]	99,0[g]	1[e]
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3[n]	3,40[n]	0,05[o]	99,0[g]	1[e]
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6[p]	0	0[e]	99,0[g]	0,2[e]
Alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0[p]	0	0[e]	99,5[g]	0,2[e]
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1[p]	0	0,25[e]	99,5[g]	0,2[e]
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0[p]	0	0,75[e]	99,9[g]	0,4[e]
ongedet. Duiker	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0[d]	0	0[e]	99,0[g]	0,5[e]

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Gyimesi *et al,* 2017a; [c] Cook *et al.* 2018 / Leemans & Gyimesi 2022; [d] Alerstam *et al.* 2007; [e] Garthe & Hüppop 2004; [f] Maynard 2018; [g] Maclean *et al.* 2009; [h] Pennycuick 1990; [i] Furness *et al.* 2018; [j] Cleasby *et al.* 2015; [k] Skov *et al.* 2018; [l] Collins *et al.* 2016; [m] based on Wakeling & Hodgson 1992; [n] Fijn & Gyimesi 2018; [o] Collier, unpublished; [p] Pennycuick 1997

2.2.3 Berekening habitatverlies

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat door gebrek aan data grote aannames moeten worden gebruikt bij het onderwerp habitatverlies (Rijkswaterstaat 2015; Soudijn *et al.* 2022). Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding van offshore windparken kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken is steeds de *worst case*-aanname gehanteerd dat 10% van de verstoorde vogels dood gaat als gevolg van habitatverlies (cf. Bradbury *et al.* 2014). Deze

aanname hanteren we ook in voorliggend rapport om het effect van habitatverlies te kwantificeren.
Met die aanname wordt sterfte door habitatverlies volgens de volgende stappen bepaald.

1. Op basis van de bruto oppervlakte van de kavels (Bijlage II) en een buffer eromheen (zie §2.2.1) worden jaarlijkse gemiddelde vogeldichtheden berekend. Dit in tegenstelling tot het KEC waar het effect van habitatverlies op basis van maandelijkse vogeldichtheden wordt bepaald.
2. Omdat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden, corrigeren we de vogeldichtheden met soortspecifieke macro-uitwijkingspercentages (zie §3). Dit doen we omdat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringsslachtoffer kunnen worden, maar voor deze individuen gaat het gebied juist als verloren worden beschouwd en treedt er dus habitatverlies op. Dit is een aanpassing ten opzichte van de KEC documenten, waar tot op heden het aantal sterftegevallen als gevolg van habitatverlies en aanvaringen afzonderlijk op basis van dezelfde vogeldichtheden berekend werd (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022), maar daarmee kon dezelfde individu slachtoffer worden van zowel aanvaringen als van habitatverlies.
3. Als laatste stap passen we de 10% sterfte op het aantal verstoorde vogels toe.

2.2.4 Populatiemodellen

De cumulatieve effecten van de gebouwde en geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het scenario zonder de geschatte extra sterfte door windparken, als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van windparken is meegenomen.

Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen het KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken (‘zonder impact’). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022b). Deze soortspecifieke drempelwaarden (‘levels’) zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y.

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken. Hoewel de windparken een looptijd van 35 jaar hebben, wordt binnen de ALI methodiek getoetst over een periode van 30 jaar. Doordat binnen de huidige methodiek geen variatie tussen jaren plaatsvindt, heeft dit slechts beperkte invloed op de uitkomst.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door het Ministerie van LNV drempelwaarden opgesteld (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), gebaseerd op een advies door Sovon (2022). Een belangrijke factor in de beoordeling van deze soortspecifieke drempelwaarden is de *conservation status*, welke voor Nederland gedefinieerd is in de 'Staat van Instandhouding' en voor Europese schaal in de classificering op de IUCN Rode Lijst. Daarnaast zijn landelijke trends van broedvogels en niet-broedvogels meegenomen, net als specifieke tellingen van vogels op zee. Ook de trend op de schaal van het Noord-Atlantische zeegebied is meegenomen in de geadviseerde drempelwaarden.

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

De beoordelingen in dit hoofdstuk zijn gebaseerd op de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling en betreffen een actualisatie van die berekeningen. Derhalve houden we in voorliggende studie, op basis van de eerdere MER'en, uitsluitend rekening met kleine mantelmeeuw slachtoffers van Natura 2000-gebieden, waarvoor de kleine mantelmeeuw een doelsoort is. De kolonies in Natura 2000-gebieden vanwaar kleine mantelmeeuwen IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken zijn Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee, op basis van een foerageerafstand van 127 km (Woodward *et al.* 2019). De huidige berekeningen betreffen dus een actualisatie eerdere berekeningen in MER-trajecten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is er momenteel nog geen MER-beoordeling voorhanden. Derhalve moet voor dit windpark in de toekomst bepaald worden van welke kolonies en hoeveel slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden.

2.3.1 Berekening aanvaringen

Voor de berekening van aanvaringsslachtoffers onder kolonievogels uit beschermde natuurgebieden is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels van een kolonie op zee foerageertochten maken en in windenergiegebieden terecht kunnen komen. Om het aandeel broedvogels onder alle slachtoffers te bepalen, zijn alleen de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (mei-juli) in beschouwing genomen. Die slachtoffers zijn

echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat namelijk uit zogenaamde ‘floaters’ (niet-broedende adulte vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces om tot aantallen slachtoffers onder adulte broedvogels te komen. Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een schatting van 40% floaters van de populatie kleine mantelmeeuwen is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Voor drieteenmeeuwen bedraagt het percentage floaters naar schatting 37,5% van de populatie (Gyimesi & Lensink 2012).

De slachtoffers onder adulte broedvogels in een bepaald windpark kunnen uit verschillende kolonies afkomstig zijn. Daarom wordt het totaal aantal slachtoffers onder adulte broedvogels verdeeld over alle kolonies (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie tot in het betreffende windenergiegebied kunnen komen. Deze verdeling gebeurt naar verhouding van de koloniegroottes omdat uit grotere kolonies ook meer vogels foerageertochten op zee kunnen maken en dus de kans hebben om slachtoffer te worden in een offshore windpark. De verschillende kolonies liggen echter ook op verschillende afstanden van de windenergiegebieden. Vogels uit dichterbij gelegen kolonies kunnen een grotere kans hebben om een windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de broedvogelaantallen in kolonies die dichter bij het windenergiegebied liggen zwaarder mee.

2.3.2 Berekening habitatverlies

Voor de berekening van habitatverlies onder broedvogels uit Natura 2000-gebieden die als doelsoort voor dit gebied zijn aangewezen, is voor de relevante soorten eerst het aantal slachtoffers door habitatverlies in het broedseizoen bepaald. Hiervoor is de gemiddelde dichtheid in het betreffende windpark in het broedseizoen genomen, en vermenigvuldigd met de bruto oppervlakte van de kavels met een buffer eromheen (zie §2.2.1), het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10%. Het aantal slachtoffers is vervolgens vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie §2.3.1) om het aantal slachtoffers onder broedende adulten te krijgen. Vervolgens is dit aantal wederom verdeeld over alle individuen (dus ook over vogels uit kolonies buiten beschermde natuurgebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in het windenergiegebied kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van de windenergiegebieden, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichter bij een windenergiegebied liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in het windenergiegebied terecht kunnen komen. Deze methode wijze wijkt niet af van de wijze van de MER’en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma.

2.3.3 Cumulatieve beoordeling

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In deze beoordeling is wederom uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle windparken t/m 2029 zijn meegenomen. Voor Nederwiek I zijn dit alle windparken t/m 2030. Verder hoeft in een cumulatiestudie alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd[1]. Daarom zijn alleen de windparken meegenomen die gerealiseerd zijn, of worden gerealiseerd na de laatste jaargetallen dat broedgegevens van de betreffende soort uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling. Hiermee wordt de aanname gedaan dat de gevolgen van windparken vóór dat jaartal in de koloniegroottes moeten zijn verdisconteerd (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2[12]). Effecten van windparken na dat jaartal kunnen vanzelfsprekend nog geen invloed hebben gehad op de koloniegroottes. De broedgegevens van alle kolonies zijn in de voorliggende beoordeling gelijk gehouden aan de getallen die zijn gebruikt in het betreffende MER. Dit houdt in dat we voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma alleen windparken hebben meegenomen na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland).

2.4 Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in offshore gebieden verblijven. Van verstoring en het daarmee gepaard gaande habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Daarom behandelen we voor trekvogels uitsluitend de effecten van aanvaringen.

Berekeningen van aanvaringen kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het Band model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar). Voor de trekvogelsoorten is gewerkt met optie 1 van het Extended Band Model (Band 2012). Deze optie van het model wordt gebruikt als er geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn, zoals in het geval van trekvogels. Optie 1 werkt namelijk met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-

[1] Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2
[2] Paragraaf 38.2. met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,

bestreken gebied en vereist daarom geen expliciete vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte. Voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van metingen van fluxen op K14 (Fijn *et al.* 2012; Fijn *et al.* 2015). Dit platform ligt 80 km uit de kust en is de dichtstbijzijnde locatie waar fluxmetingen van trekvogels zijn gedaan.

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast (Maclean *et al.* 2009, cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma).

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) zijn ook soortspecifieke slachtofferberekeningen uitgevoerd met een stochastische variant van het Extended Band Model (Band 2012), waarbij voor iedere soort gebruikt is gemaakt van exact dezelfde fluxen en parameterwaardes als in KEC 4.0 (Tabel 2.5). Voor kleine zwaan en rotgans waren vlieghoogteverdelingen beschikbaar, gebaseerd op data van Gyimesi *et al.* (2017b). Voor deze soorten is daarom gebruik gemaakt van optie 3 van het Extended Band Model, terwijl voor de overige soorten is gewerkt met optie 1 (zie boven). Voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, zijn deze slachtofferaantallen kwalitatief vergeleken met de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0. Op basis hiervan zijn de effecten op populatieniveau van deze soorten beoordeeld. Voor de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I zijn met de nieuwe slachtofferaantallen populatiemodellen gerund en de uitkomsten getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023).

Voor windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden kon een dergelijke vergelijking met de KEC 4.0 resultaten niet worden uitgevoerd. Het KEC 4.0 betrof een cumulatiestudie met windparken die t/m 2030 gerealiseerd zullen worden. Windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden is wel onderdeel geweest van het KEC 4.0, maar na deze studie is de planning van het operationeel worden van het windpark aangepast naar 2031. Daarom zouden de KEC berekeningen opnieuw uitgevoerd moeten worden met windparken t/m 2031. Bij gebrek aan deze berekeningen kunnen we in voorliggende studie ook geen vergelijking uitvoeren. Daarom zijn in voorliggende studie voor Ten Noorden van de Waddeneilanden geen cumulatieve berekeningen voor trekvogels uitgevoerd. Dit zal in een latere MER-fase moeten gebeuren.

Tabel 2.5 *Gebruikte parameterwaardes en fluxen (aantal vogels/km/jaar) in de sCRM berekeningen voor trekvogels. De bronnen voor de verschillende parameters zijn weergegeven met letters in de tabel en onderaan uitgelegd. * Voor kleine zwaan en rotgans is gebruikt gemaakt van fluxen op rotorhoogte, waardoor niet gecorrigeerd hoefde te worden voor de fractie op rotorhoogte.*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		uitwijking (%)	fractie op rotorhoogte	flux[j]
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
kleine zwaan	1.21	0.020	1.96	0.052	16.88[b]	0.62[b]	98.0[c]	*	37
rotgans	0.59	0.008	1.15	0.017	17.25[b]	0.27[b]	98.0[c]	*	589
bergeend	0.63	0.015	1.22	0.038	18.21[d]	4.32[d]	98.0[c]	0.5[i]	644
wulp	0.55	0.017	0.90	0.033	17.78[e]	3.30[e]	98.0[c]	0.75[i]	645
kanoet	0.24	0.003	0.59	0.007	16.64[f]	0.56[f]	98.0[c]	0.75[i]	1.434
rosse grutto	0.38	0.003	0.75	0.017	14.4[g]	1.97[g]	98.0[c]	0.75[i]	742
zwarte stern	0.23	0.003	0.66	0.007	7.1[h]	0.64[h]	98.0[c]	0.07[i]	681
spreeuw	0.22	0	0.40	0.008	15.4[g]	1.71[g]	98.0[c]	0.5[i]	39.469

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Pennycuick 1997; [c] Maclean *et al.* 2009; [d] Green *et al.* 2021; [e] gebaseerd op Schwemmer *et al.* 2016; [f] gebaseerd op Duijns *et al.* 2017; [g] Pennycuick *et al.* 2013; [h] Blake & Chan 2006; [i] Rijkswaterstaat 2015; [j] Potiek *et al.* 2022a



3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario

In dit hoofdstuk presenteren we per windpark de resultaten van de slachtofferberekeningen voor lokale vogels, broedvogels uit beschermde natuurgebieden en trekvogels. Voor elk windpark worden per alternatief zowel de slachtofferaantallen per jaar voor het betreffende windpark zelf als de slachtofferaantallen per jaar in cumulatie met andere windparken weergegeven. Gerapporteerde slachtofferaantallen zijn in de meeste gevallen afgerond naar hele getallen, waardoor de sommen lijken af te wijken. Let wel dat alle slachtofferaantallen zijn de uitkomsten van modelberekeningen en moeten worden geïnterpreteerd als orde-grootte schattingen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden veel worst-case aannames gedaan om het voorzorgsprincipe te waarborgen. De effecten van de cumulatieve slachtofferaantallen op populatieniveau worden behandeld in §3.2. Voor het beoordelen van de effecten op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden worden de aannames van de MER'en aangehouden, zonder aanvullende berekeningen, en daarom worden deze effecten enkel in §3.2 besproken.

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting.

3.1.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.1. De slachtofferaantallen verschillen nauwelijks tussen Alpha en Beta. In enkele gevallen is het aantal slachtoffers in een kavel (afgerond) net één meer of minder dan in de andere kavel.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 35 in zowel Alpha als Beta. Daarna volgen de jan-van-gent en dwergmeeuw waarbij respectievelijk maximaal 14 en 7 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 6 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts enkele slachtoffers (grote stern).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 9% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen de dwergmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (allen maximaal 6), en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts één slachtoffer (grote stern).

Tabel 3.1 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Beta 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Alpha 115 x 20 MW	IJmuiden Ver Beta 115 x 20 MW
zilvermeeuw	6	6	6	6
grote mantelmeeuw	35	35	33	33
kleine mantelmeeuw	6	6	5	6
dwergmeeuw	7	6	6	5
drieteenmeeuw	6	6	5	5
jan-van-gent	14	14	12	12
kleine jager	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1	<1	<1
grote stern	2	1	1	1
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden onder zeekoet verwacht, namelijk 10 slachtoffers per jaar voor zowel Alpha als Beta (Tabel 3.2 en Tabel 3.3). Voor dwergmeeuw, drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw, jan-van-gent, noordse stormvogel, grote mantelmeeuw en alk worden in beide kavels 1 tot maximaal 4 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.2 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	2
dwergmeeuw	0,30	80**	4
drieteenmeeuw	0,26	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,05	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	1
zeekoet	0,63	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Tabel 3.3 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Beta. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,16	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,04	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,61	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn weergegeven in respectievelijk Tabel 3.4 en Tabel 3.5.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (257 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 100 slachtoffers (maximaal 113). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 13 en 11 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 4 slachtoffers uit. Onder kleine jager, grote jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.755 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.247). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 173, 156, 117 en 110 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 82, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.4 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor de alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	42	41	7	48	48
grote mantelmeeuw	245	242	11	257	254
kleine mantelmeeuw	41	41	14	55	54
dwergmeeuw	56	55	37	93	92
drieteenmeeuw	45	44	19	63	62
jan-van-gent	102	98	11	113	109
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	24	24	11	35	35
grote stern	25	24	9	34	33
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	10	11	11
zeekoet	2	2	64	66	66
noordse stormvogel	<1	<1	12	13	13
ongedetermineerde duiker	2	2	2	4	4

Tabel 3.5 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	334	334	59	394	393
grote mantelmeeuw	1.685	1.682	70	1.755	1.752
kleine mantelmeeuw	242	242	67	310	309
dwergmeeuw	113	111	61	173	172
drieteenmeeuw	435	433	217	651	650
jan-van-gent	1.144	1.140	103	1.247	1.243
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	3	13	13
visdief/noordse stern	92	92	64	156	156
grote stern	65	64	17	82	82
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	106	110	110
zeekoet	23	22	738	760	760
noordse stormvogel	4	4	262	266	266
ongedetermineerde duiker	84	84	34	117	117

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. De windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta liggen niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling (IHD) als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Alpha voor elk van de drie kolonies en bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.6a en b). Voor IJmuiden Ver Beta geldt dat de slachtofferaantallen bij beide alternatieven ook uitkomen op minder dan 1 slachtoffer, met uitzondering van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder vogels uit Duinen en Lage Land Texel (1 slachtoffer per jaar) (Tabel 3.7a en b). De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers in beide kavels, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte slechts op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Alpha en 0,07% voor Beta bij alternatief a met 15 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Alpha van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.6b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Beta van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,1	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Tabel 3.7b *zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,0	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.8. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 6,4 in het scenario met 15 MW turbines en 6,3 voor het scenario met 20 MW turbines + 15% overplanting. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,0 en 1,9 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW + 15% overplanting. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,1 in beide scenario's.

Tabel 3.8 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Natura 2000-gebieden		
	Duinen Texel	**Duinen Vlieland**	**Waddenzee (NL)**
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,4
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub – THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,7	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,2
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,7
Norfolk Boreas	1,3	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,4**	**1,3**	**15,7**
IJmuiden Ver Alpha – 15 MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 15 MW	1,1	0,4	0,2
Cumulatief	**6,4**	**2,0**	**16,1**
IJmuiden Ver Alpha – 20 MW + 15%	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 20 MW + 15%	1,0	0,3	0,2
Cumulatief	**6,3**	**1,9**	**16,1**

3.1.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.324 en 2.582 per jaar bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.9). Dit geldt voor zowel IJmuiden Ver Alpha als IJmuiden Ver Beta. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (37-38) verwacht in Alpha en Beta. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.9 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta
	134 x 15 MW	134 x 15 MW	115 x 20 MW	115 x 20 MW
ganzen en zwanen	37	37	38	38
eenden	2	2	2	2
reigers	0	0	0	0
roofvogels en uilen	3	3	3	3
steltlopers	7	7	7	7
zangvogels	2.324	2.324	2.582	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 20 MW windturbines met 15% overplanting, in plaats van de 15 MW turbines, zoals gehanteerd in het KEC 4.0. Uit de berekeningen blijkt dat in het overplantingsscenario bij de meeste soorten een minimale toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.10). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk. De verschillen tussen KEC 4.0 en het huidige scenario met 15 MW turbines verwaarloosbaar.

Tabel 3.10 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta tezamen, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor deze windparken gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW + 15%
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	8	8	11
bergeend	16	16	17
wulp	23	23	24
kanoet	44	44	45
rosse grutto	26	26	26
zwarte stern	2	2	2
spreeuw	798	801	825

3.2 IJmuiden Ver Gamma

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting. In het MER voor IJmuiden Ver Gamma zijn beide alternatieven onderzocht, maar nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* (2020). Daarom zijn in voorliggend rapport deze aanvullende slachtofferberekeningen voor IJmuiden Ver Gamma opgenomen. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

3.2.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.11. Bij alternatief a (153 * 15 MW) worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 41. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw en drieteenmeeuw zijn minder dan 10 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Bij alternatief b, met 115 turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen bij sommige soorten enkele tientallen procenten lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (beide maximaal 6), en dwergmeeuw en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Tabel 3.11 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	153 * 15 MW	115 * 20 MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	41	33
kleine mantelmeeuw	9	6
dwergmeeuw	7	5
drieteenmeeuw	7	5
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1
grote stern	2	2
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (Tabel 3.12). Voor alle soorten meeuwen, alle soorten sterns, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.12 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	5
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2
grote stern	0,07	70**	1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	2
zeekoet	0,58	80**	11
noordse stormvogel	0,13	80**	2

ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.13 en Tabel 3.14.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (341 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.840 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.281). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 163, 119 en 114 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van IJmuiden Ver Gamma worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 86, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.13 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	341	329
kleine mantelmeeuw	57	52	19	76	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	27	26	14	41	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.14 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	348	346	62	410	408
grote mantelmeeuw	1.766	1.753	74	1.840	1.828
kleine mantelmeeuw	258	253	72	330	325
dwergmeeuw	122	119	68	190	186
drieteenmeeuw	448	445	225	672	669
jan-van-gent	1.174	1.164	107	1.281	1.271
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	4	13	13
visdief/noordse stern	95	94	68	163	161
grote stern	68	67	19	86	86
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	109	114	114
zeekoet	23	23	763	786	786
noordse stormvogel	4	4	268	272	272
ongedetermineerde duiker	84	84	34	119	119

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Gamma voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.15a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor alternatief a en b uitkomen op respectievelijk 1,8 en 1,4 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt een maximale additionele sterfte van 0,12% bij het 15 MW alternatief en 0,10% bij het 20 MW alternatief. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.15a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,06%	<1	0,06%	1,8	0,12%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,05%	<1	0,04%	<1	0,09%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,004%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.15b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,06%	1,4	0,10%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,04%	<1	0,07%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.16. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,5 in het scenario met 15 MW turbines en 9,0 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 3,0 en 2,8 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 17,1 en 17,0 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW.

Tabel 3.16 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor IJmuiden Ver Gamma, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,5
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,4	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,6**	**1,3**	**16,2**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,5	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,5**	**3,0**	**17,1**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,0**	**2,8**	**17,0**

3.2.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.17). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (respectievelijk 42 en 38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.17 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.18). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Tabel 3.18 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	4	4	5
bergeend	8	9	8
wulp	12	13	12
kanoet	22	25	23
rosse grutto	13	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	400	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.19 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.20 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha en Beta opgenomen, naast de aanpassingen vanwege de twee nieuwe overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma. Verder zijn in het cumulatiescenario van IJmuiden Ver Gamma ook slachtoffers van Nederwiek I meegenomen. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2029 meegenomen.

Tabel 3.19 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	476
kanoet	44	25	25	202	1.253
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	734
rotgans	8	4	4	30	93
spreeuw	801	457	457	3.646	22.569
wulp	23	13	13	108	673
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.20 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	475
kanoet	45	23	23	198	1.249
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	731
rotgans	11	5	5	36	98
spreeuw	825	412	412	3.581	22.503
wulp	24	12	12	106	672
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.3 Nederwiek I

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting.

3.3.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.21.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, het overplantingsscenario van 15 MW turbines, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 46. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 7 slachtoffers berekend, terwijl voor de kleine mantelmeeuw 6 slachtoffers zijn berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers (dwergmeeuw).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 20% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 38) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en drieteenmeeuw (beide maximaal 6), en kleine mantelmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers.

Tabel 3.21 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Nederwiek I bepaald met het sCRM.*

	Nederwiek I	
	153*15MW	115*20MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	46	38
kleine mantelmeeuw	6	5
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	7	6
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Nederwiek I worden onder zeekoet verwacht, namelijk 15 slachtoffers per jaar (Tabel 3.22). Voor alle soorten meeuwen, visdief/noordse stern, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.22 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Nederwiek I met oppervlak van 273 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,18	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,14	63,9*	2
dwergmeeuw	0,11	80**	2
drieteenmeeuw	0,29	57,5*	5
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,06	70**	1
grote stern	0,03	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	2
zeekoet	0,66	80**	15
noordse stormvogel	0,16	80**	4
ongedetermineerde duiker	0,03	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.23 en Tabel 3.24.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (342 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en

zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.890 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.313). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 162, 119 en 116 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Nederwiek I worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 87, 21, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.23 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	342	329
kleine mantelmeeuw	54	52	19	72	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	26	26	14	40	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.24 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	355	353	63	418	416
grote mantelmeeuw	1.813	1.801	77	1.890	1.877
kleine mantelmeeuw	258	256	74	332	330
dwergmeeuw	122	119	68	190	187
drieteenmeeuw	459	455	231	690	687
jan-van-gent	1.203	1.193	110	1.313	1.303
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	10	10	4	13	13
visdief/noordse stern	94	94	68	162	162
grote stern	68	67	19	87	86
papegaaiduiker	<1	<1	21	21	21
alk	4	4	112	116	116
zeekoet	24	23	784	807	807
noordse stormvogel	4	4	279	284	284
ongedetermineerde duiker	84	84	35	119	119

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied Nederwiek I uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Nederwiek I ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor Nederwiek I voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.25a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor het alternatief met 15 MW turbines op 1,3 slachtoffers uitkomen en voor het alternatief met 20 MW turbines op 1,2 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt procentueel ook de meeste slachtoffers, met een maximale additionele sterfte van 0,09% bij het alternatief met 15 MW turbines en 0,08% bij het alternatief met 20 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid

gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 3.25a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in het windenergiegebied Nederwiek I. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,05%	1,3	0,0809%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,0708%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.25b *Zie hierboven.*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,05%	1,2	0,08%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,08%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.26. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,8 in het scenario met 15 MW turbines en 9,4 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,9 en 2,7 bij respectievelijk de scenario's met 15 MW en 20 MW turbines. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,5 in het scenario met 15 MW turbines en 16,4 in het scenario voor het scenario met 20 MW turbines.

Tabel 3.26 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor Nederwiek I, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van Nederwiek I. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	0,8
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,5	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,9	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,7
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,5	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,7	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,9**	**1,2**	**15,6**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,6	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,8**	**2,9**	**16,4**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,4**	**2,7**	**16,4**

3.3.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in Nederwiek 1 onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.27). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (42-38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.27 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van Nederwiek I.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.28). Bij de rotgans blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk, of ligt het iets lager (bij 15 MW).

Tabel 3.28 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied Nederwiek I met de twee nieuwe oveplantingssecnario's, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 20 MW turbines zonder overplanting (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 20 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	0	1	1
rotgans	5	4	5
bergeend	7	9	8
wulp	11	13	12
kanoet	20	25	23
rosse grutto	11	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	359	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.33 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.34 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma opgenomen, naast de twee overplantingsscenario's van Nederwiek I. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2030 meegenomen.

Tabel 3.29 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	IJver Alpha Beta	IJver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	484
kanoet	44	25	25	202	1.276
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	748
rotgans	8	4	4	30	94
spreeuw	801	457	457	3.646	22.992
wulp	23	13	13	108	686
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.30 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	483
kanoet	45	23	23	198	1.272
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	745
rotgans	11	5	5	36	99
spreeuw	825	412	412	3.581	22.927
wulp	24	12	12	106	684
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden

In dit hoofdstuk presenteren we de uitkomsten van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden voor lokale vogels. Omdat de huidige berekeningen een actualisatie betreffen op basis van eerdere MER-uitgangspunten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden momenteel nog geen MER voorhanden is, is het derhalve nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden. Daarom vormt een beoordeling voor broedvogels geen onderdeel van voorliggend rapport. Verder kan voor trekvogels in cumulatie ook geen vergelijking gemaakt worden met uitkomsten van de KEC 4.0 studie omdat windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden volgens de planningen in 2031 operationeel wordt, terwijl het KEC 4.0 een cumulatiestudie t/m 2030 betrof.

3.4.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn gepresenteerd in Tabel 3.31.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 10. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 5 slachtoffers worden verwacht. Voor de overige meeuwensoorten en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 21% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 9) en de jan-van-gent (maximaal 4). Voor de zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Tabel 3.31 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden bepaald met het sCRM.*

	Ten Noorden van de Waddeneilanden	
	47*15MW	35*20MW
zilvermeeuw	2	2
grote mantelmeeuw	10	9
kleine mantelmeeuw	2	2
dwergmeeuw	1	<1
drieteenmeeuw	3	2
jan-van-gent	5	4
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	3	2
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Ten Noorden van de Waddeneilanden worden onder visdief/noordse stern verwacht, namelijk 9 slachtoffers per jaar (Tabel 3.32). Daarna volgt de zeekoet met 8 slachtoffers per jaar. Voor kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 3 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Verder is Ten Noorden van de Waddeneilanden het enige windpark van voorliggende beoordeling dat volgens de huidige uitganspunten direct aan een Natura 2000-gebied grenst, namelijk aan het Friese Front. Het gebied is aangewezen voor de zeekoet. Op dit moment zijn effecten van habitatverlies op deze soort niet op voorhand uitgesloten. Een specifieke beoordeling in de MER-fase moet uitwijzen of effecten daadwerkelijk optreden.

Tabel 3.32 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden met oppervlak van 150 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,12	46,9*	<1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	1
dwergmeeuw	0,14	80**	2
drieteenmeeuw	0,34	57,5*	3
jan-van-gent	0,11	81,6*	1
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	1,03	70**	9
grote stern	0,09	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,66	80**	8
noordse stormvogel	0,22	80**	3
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder lokale vogels door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Ten Noorden van Waddeneilanden zijn weergegeven in Tabel 3.33 en Tabel 3.34.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (347 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij zeekoet, dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 100, 112 en 151). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern,

grote stern en noordse stormvogel zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgt de alk met maximaal 16 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Tabel 3.33 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	56	55	10	66	65
grote mantelmeeuw	331	322	16	347	339
kleine mantelmeeuw	56	53	20	76	73
dwergmeeuw	65	63	46	112	109
drieteenmeeuw	60	57	30	89	87
jan-van-gent	135	125	16	151	142
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	1	<1	1	1
visdief/noordse stern	29	28	24	53	52
grote stern	28	28	12	40	39
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	15	16	16
zeekoet	3	3	97	100	100
noordse stormvogel	<1	<1	21	21	21
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.957 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.407). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, alk en duikers met respectievelijk maximaal 193, 178, 123 en 119 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Ten Noorden van de Waddeneilanden worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 90, 24, 15 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.34 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van de Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	371	370	67	438	437
grote mantelmeeuw	1.876	1.868	81	1.957	1.949
kleine mantelmeeuw	266	264	77	344	341
dwergmeeuw	123	120	70	193	190
drieteenmeeuw	482	479	248	730	727
jan-van-gent	1.289	1.279	119	1.407	1.398
kleine jager	2	2	5	6	6
grote jager	11	11	4	15	15
visdief/noordse stern	99	98	79	178	177
grote stern	70	69	20	90	89
papegaaiduiker	<1	<1	24	24	24
alk	4	4	119	123	123
zeekoet	25	25	837	862	861
noordse stormvogel	5	5	304	309	309
ongedetermineerde duiker	85	85	35	119	119



4 Beoordeling effecten op populatieniveau

4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels

Voor ieder scenario dat in Tabel 2.1 is uitgelicht, is berekend hoeveel slachtoffers cumulatief verwacht kunnen worden als gevolg van aanvaringen en habitatverlies. Deze aantallen cumulatieve slachtoffers staan in §3 beschreven. De effecten op populatieniveau kunnen door middel van populatiemodellen worden berekend en vervolgens worden getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). In Bijlage I worden de uitkomsten van deze ALI-toetsingen per soort beschreven. De effecten op de soortengroep duikers zijn berekend met parameters op basis van de roodkeelduiker en voor de soortengroep visdief/noordse stern met parameters op basis van de visdief.

4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in **geen** van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Tabel 4.1 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat ook in **geen** van de internationale scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Voor de internationale scenario's zijn naast de Nederlandse windparken, ook de internationale windparken in de Zuidelijke Noordzee meegenomen. Dat betekent dat voor scenario's 1a en 1b alle windparken zijn meegenomen waarbij de operationele fase begint in 2029 of eerder, overeenkomend met het jaar van ingebruikname van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Voor scenario's 2a en 2b is hierbij het jaar 2029 genomen, overeenkomend met de start van de operationele fase van IJmuiden Ver Gamma. Voor scenario's 3a en 3b zijn de internationale windparken meegenomen waarin de operationele fase begint in het jaar 2030 of eerder, overeenkomend met de start van de operationele fase van Nederwiek I. Tot slot zijn voor scenario's 4a en 4b de internationale windparken meegenomen die in of voor het jaar 2031 in gebruik worden genomen. Dit jaartal komt overeen met de start van de operationele fase van Ten Noorden van de Waddeneilanden. Tabel 4.2 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

Tabel 4.1 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **nationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,006	0,006	0,017	0,02	0,017	0,02	0,023	0,018
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,009	0,009	0,012	0,011	0,012	0,011	0,015	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,018	0,02	0,026	0,025	0,026	0,025	0,019	0,027
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,012	0,007	0,012	0,004	0,012	0,004	0,004	0,015
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,13	0,123	0,161	0,161	0,161	0,161	0,165	0,161
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,097	0,098	0,127	0,125	0,127	0,125	0,136	0,134
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,261	0,261	0,319	0,312	0,319	0,312	0,325	0,318
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,052	0,041	0,05	0,043	0,05	0,043	0,057	0,052
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,35	0,344	0,41	0,395	0,41	0,395	0,417	0,403
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,045	0,036	0,051	0,053	0,051	0,053	0,06	0,061
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,027	0,031	0,046	0,048	0,046	0,048	0,053	0,045
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,049	0,05	0,071	0,071	0,071	0,071	0,068	0,073
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.012	0.014	0.016	0.016	0.016	0.016	0.019	0.017
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,02	0,014	0,016	0,016	0,016	0,016	0,018	0,017
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,023	0,02	0,029	0,033	0,029	0,033	0,025	0,033

Tabel 4.2 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **internationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,026	0,021	0,031	0,017	0,028	0,031	0,021
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,012	0,009	0,014	0,014	0,006	0,013	0,012	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,013	0,012	0,008	0,012	0,011	0,012	0,014	0,01
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,033	0,034	0,027	0,029	0,035	0,036	0,034	0,029
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,113	0,107	0,117	0,12	0,116	0,12	0,122	0,118
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,161	0,156	0,175	0,171	0,167	0,164	0,173	0,176
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,301	0,302	0,312	0,312	0,315	0,314	0,324	0,323
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,051	0,048	0,068	0,056	0,049	0,058	0,059	0,05
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,33	0,328	0,337	0,332	0,338	0,334	0,355	0,356
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,047	0,049	0,047	0,046	0,049	0,052	0,056	0,056
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,041	0,042	0,035	0,041	0,044	0,042	0,041	0,046
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,029	0,027	0,023	0,022	0,025	0,033	0,032
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.039	0.036	0.040	0.043	0.044	0.042	0.048	0.043
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,029	0,036	0,036	0,036	0,036	0,04	0,038	0,035
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,029	0,026	0,037	0,026	0,029	0,028	0,031	0,026

4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd. Voor Ten Noorden van de Waddeneilanden is momenteel nog geen MER voorhanden. Daarom is het nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht worden en kan derhalve de beoordeling voor dit windenergiegebied nog niet uitgevoerd worden.

De cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide cumulatiescenario's van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I ligt voor elk van de relevante Natura 2000-gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied (Tabel 4.3). Om deze reden is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor ook geen effect op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van deze soort voor deze gebieden. Significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden met zekerheid uitgesloten.

Tabel 4.3 *Cumulatief aantal slachtoffers en resulterende additionele sterfte als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden voor de verschillende cumulatieve scenario's.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 15 MW			
cumulatieve sterfte	6,4	2,0	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,33%	0,42%
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 20 MW			
cumulatieve sterfte	6,3	1,9	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,32%	0,42%
IJmuiden Ver Gamma - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,5	3,0	17,1
additionele sterfte	0,66%	0,49%	0,45%
IJmuiden Ver Gamma - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,0	2,8	17,0
additionele sterfte	0,63%	0,46%	0,45%
Nederwiek I - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,8	2,9	16,5
additionele sterfte	0,68%	0,48%	0,43%
Nederwiek I - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,4	2,7	16,4
additionele sterfte	0,65%	0,45%	0,43%

4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

In de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling is beargumenteerd dat de effecten op niet-broedvogels voornamelijk gelden voor de beschermde soorten in de Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. De Bruine Bank is aangewezen voor de jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, en het Friese Front is aangewezen voor de zeekoet. Voor de overige Natura 2000-gebieden is in de betreffende MER'en beargumenteerd dat effecten op niet-broedvogels kunnen worden uitgesloten, met als uitzondering op de dwergmeeuw en/of grote stern van Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en Voordelta. Voor de twee laatste gebieden worden alleen die soorten behandeld.

Hieronder worden de verwachte effecten als gevolg van habitatverlies en aanvaringen op de hierboven genoemde vogelsoorten uit deze Natura 2000-gebieden besproken.

4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de niet-broedvogelsoorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behoudsdoelstelling.

Van de aangewezen soorten in de Bruine Bank worden voor grote jager *geen* jaarlijkse slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies verwacht in IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden (zie hoofdstuk 3). Effecten op deze soort in de Bruine Bank zijn daarmee uitgesloten.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden verwacht, waardoor effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden (zie hoofdstuk 3). Voor alk en zeekoet worden bij beide alternatieven voor de beoordeelde windparken uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht.

Aanvaringen

Voor aanvaringen geldt dat het belangrijk is om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit het beschermde natuurgebied om zo te kunnen bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het gebied. Er is momenteel geen kennis voorhanden over hoe bepaalde vogelsoorten de omgeving rondom een Natura 2000-gebied gebruiken: welk aandeel van de vogels blijft binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied, welk maakt tochten buiten de begrenzing, en hoe ver vliegen ze dan. Om die reden is momenteel de enige mogelijke aanname voor de beoordeling van de effecten op de betreffende niet-broedvogelsoorten dat zeevogels zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, de worst-case

aanname is gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van alle Natura 2000-gebieden. Omgekeerd betekent dit dat alle individuen vanuit een Natura 2000-gebied ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met de windturbines. Deze aanname houdt in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend worden naar effecten op de populatie van de Bruine Bank.

In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor de grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent, soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is en waaronder ook aanvaringsslachtoffers verwacht worden. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Verder geldt dat deze soorten in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende, trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium voor een trekvogelsoort) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium; Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied 2021). De aanwezige aantallen vogels liggen derhalve ruim boven het aanwijscriterium waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Op basis van deze argumenten kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen op het behalen van de IHD's van de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Habitatverlies

De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). Conform de KEC-methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand tot 500 m buiten de begrenzing van het windpark. Echter, uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen et al. 2006, Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke verstoringsafstand liggen bijna alle beoordeelde windparken op grotere afstand van de Bruine Bank, waardoor directe verstoring door de meeste windparken is uitgesloten. In het geval van IJmuiden Ver Alpha bedraagt de kortste afstand tot de Bruine Bank 2 km, waardoor de Bruine Bank voor alk en zeekoet net buiten de directe verstoringszone van dit windpark ligt.

De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied is gebaseerd op 15.620 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie (als watervogelsoort)

voor de zeekoet en 3.240 individuen voor de alk. Tellingen uit het aanwijsbesluit laten echter zien dat in het gebied tot bijna twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 en 6.334 alken in 2015-2016 op basis van Fijn & de Jong 2019). Bovendien nemen de aantallen zeekoeten en alken sinds 1991 significant toe op de Nederlandse Noordzee (Fijn *et al.* 2022), wat ook aangeeft dat het met deze soorten goed gaat in Nederland en waardoor landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de IHD's op gebiedsniveau) niet onder druk staan. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen we ervan uitgaan dat het minimale verlies aan habitat dat optreedt voor een deel van de zeekoeten en alken in de directe verstoringszone van een windpark in het nabijgelegen windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen.

Samenvatting
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies op het behalen van de IHD's van de zeekoet, alk, jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, en Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Friese Front
Het Friese Front is aangewezen voor zeekoet. In alle windparken van voorliggende beoordeling wordt sterfte onder zeekoeten door habitatverlies verwacht. Het dichtstbijzijnde windpark is Ten Noorden van de Waddeneilanden. Volgens het KEC 4.0 kan de begrenzing van dit windenergiegebied tot aan van het Natura 2000-gebied Friese Front reiken. Om effecten van habitatverlies uit te kunnen sluiten, moet het windpark op minimaal 2 km afstand van het Natura 2000-gebied liggen. Op basis van de huidig bekende onderlinge afstand tussen het Natura 2000-gebied Friese Front en windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden kunnen *effecten op de zeekoet niet uitgesloten worden*. Dit zal in de MER van Ten Noorden van de Waddeneilanden expliciet onderzocht moeten worden.

De overige windparken liggen op ca. minimaal 50 km afstand van het Natura 2000-gebied. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. De IHD van behoud voor deze soort komt daarmee door de overige windparken niet in gevaar. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op zeekoeten uit het Natura 2000-gebied Friese Front uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I.

Noordzeekustzone en Voordelta
Beide Natura 2000-gebieden liggen tegen de Nederlandse kust aan, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD ('behoud') kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, Beta,

Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dusdanig laag (zie hoofdstuk 3) dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt. Bovendien kunnen we ook voor deze gebieden de aanname doen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van deze gebieden. In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor dwergmeeuw en grote stern. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op dwergmeeuw en grote stern uit de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Uit §3 blijkt dat in elk van de beoordeelde windparken onder de soortengroepen ganzen en zwanen, eenden, steltlopers, zangvogels, en roofvogels en uilen aanvaringen kunnen voorkomen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een IHD voor Natura 2000-gebieden als (niet-)broedvogelsoort hebben. De genoemde aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen onder exemplaren uit Natura 2000-gebieden vallen, maar ook onder exemplaren uit andere gebieden. Hieronder zijn soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Bij gebrek aan betere kennis mogen we redelijkerwijs aannemen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding zullen zijn tot de populatiegrootte. Voor alle mogelijke soorten die de windparken kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en zeker ten opzichte van de IHD's die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken van de Routekaart 2023 (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) zou blijven waarmee kon worden gesteld dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat de extra sterfte door windparken in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden nooit tot significante effecten zal leiden in de cumulatiescenario's, ook al omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023. Daarmee zullen naar verwachting nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen en daarmee het verwachte aantal slachtoffers zal ook lager liggen.

Een uitzondering hierop vormt een aantal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor de soorten kleine zwaan, rotgans, bergeend, zwarte stern, rosse grutto, kanoet, wulp en spreeuw in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld. Volgens de resultaten van deze studie (Potiek *et al.* 2022a) en de actualisatie hiervan wegens aangepaste ALI-normen (Potiek & Gyimesi 2023) laten zien dat voor geen van deze soorten significante negatieve effecten in cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta optreden. De nieuwe slachtofferaantallen die zijn berekend voor de verschillende overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I laten zien dat de conclusies van de KEC 4.0 studie niet veranderen voor trekvogelsoorten: er zullen geen significant effecten optreden en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn daarom uit te sluiten. In §4.4 wordt een verdere beschouwing van deze effecten gegeven.

4.4 Trekvogels

Naast zeevogels worden ook de aanvaringsslachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels beoordeeld in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het Extended Band Model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in onder andere reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Voor deze trekvogelsoorten zijn de populatiemodellen opnieuw doorgerekend voor het cumulatieve overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Hiervoor zijn de huidig geldende ALI normen toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). Uit de ALI toetsing blijkt dat voor kanoet en rosse grutto de

normen worden overschreden in het internationale scenario van zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I (Tabel 4.4 en

Tabel 4.5). Voor beide soorten is de kans op een onacceptabele afname in het internationale scenario hoger dan de vastgestelde norm. Op basis van aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages voor beide soorten worden de ALI-normen echter niet overschreden. Dit wordt verderop in deze paragraaf uitgewerkt en onderbouwd. Voor alle andere soorten worden de ALI-normen niet overschreden en kunnen significant negatieve effecten uitgesloten worden.

Tabel 4.4 *Uitkomsten populatiemodellen IJmuiden Ver Gamma voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	93	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	98	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.018	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1253	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.128	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1249	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.129	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.001	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.013	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	9	0.05%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	734	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.108	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	731	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.111	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Wulp	15MW_int	302,273	673	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.04	nee
Wulp	20MW_int	302,273	672	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.037	nee

Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22569	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22503	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	476	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	475	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee

Tabel 4.5 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek overeenkomt met die voor IJmuiden Ver, zijn de uitkomsten voor het nationale scenario gelijk aan tabel 4.4.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	94	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	99	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.012	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1266	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.137	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1262	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.134	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.011	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.01	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	748	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.104	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	745	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.112	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee

Wulp	15MW_int	302,273	686	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.034	nee
Wulp	20MW_int	302,273	684	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.033	nee
Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22992	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22927	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.003	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	484	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.02	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	483	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.029	nee

In de KEC 4.0 studie zijn ook de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I meegenomen, maar destijds liet de ALI-toetsing geen significante negatieve effecten zien op de kanoet en de rosse grutto. In de huidige berekeningen hebben beide soorten slechts enkele additionele slachtoffers opgeleverd in de overplantingsscenario's (maximaal 3-5 voor de kanoet per windpark en maximaal 2-4 voor de rosse grutto, steeds bij het 15 MW alternatief), zoals vermeld in Tabel 3.18 en Tabel 3.28. Deze aantallen vallen zeker in het niet vergeleken met de eerdergenoemde onzekerheidsmarges. Na de KEC 4.0 studie zijn echter ook de ALI-normen aangepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), wat ook een rol speelt in de huidige negatieve modeluitkomsten. Anderzijds zijn sinds de KEC 4.0 studie opgesteld in 2022 ook nieuwe aanbevelingen verschenen over parameterwaardes voor berekeningen van aantallen slachtoffers onder trekvogels. Naast soortspecifieke fluxen hebben uitwijkpercentages en vlieghoogteverdelingen de grootste invloed op de uitkomsten van deze berekeningen, de overige parameters hebben relatief gezien een vele malen kleiner effect. Masden *et al.* (2021) toonden aan dat een 10% verlaging van het uitwijkpercentage het aantal aanvaringen met 3.271% laat toenemen. Verder liet Masden (2015) in een eerdere studie over de werking van Collision Risk Modellen zien dat het percentage vogels op rotorhoogte ook een grote invloed heeft op het aantal slachtoffers, omdat het rechtstreeks beïnvloedt hoeveel vogels kans op een aanvaring hebben. Andere parameters, zoals vliegsnelheid, lengte van de vogel en spanwijdte hebben een relatief klein effect op het geschatte aantal slachtoffers omdat ze slechts indirect doorwerken in de aanvaringskansen van vogels (Welcker & Vilela 2019). In het KEC 4.0 was een review uit 2009 de enige beschikbare bron over de belangrijkste parameters van uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte (Maclean *et al.* 2009), die als leidraad diende voor offshore windparkbeoordelingen in het Verenigd Koninkrijk. Na het verschijnen van het KEC 4.0 heeft in 2023 de Schotse overheid een nieuw reviewdocument laten opstellen om de kennisbasis voor het bepalen van aanvaringsrisico's van trekvogels in offshore windparken te actualiseren (Woodward *et al.* 2023). De studie concludeert dat er rondom de rosse grutto en de kanoet nog steeds grote kennisleemtes bestaan en adviseert daarom om in de vlieghoogteverdelingen rekening te houden met 100% van de vliegbewegingen van deze soorten op rotorhoogte. Dit is een significante toename ten opzichte van het 75% dat in de KEC 4.0 studie gehanteerd werd. Daarentegen adviseert deze studie ook om het gehanteerde uitwijkpercentage te verhogen van 98% naar 99,96%. Dat wil zeggen dat terwijl in de KEC 4.0 studie de aanname werd

gedaan dat van 100 vogels 2 (met andere woorden 100-98) in het rotoroppervlak terecht komen, dit volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 vogel zou zijn, oftewel 50 keer minder dan in de KEC 4.0 berekeningen. Ook als voor de rosse grutto en kanoet het aandeel vliegbewegingen op rotorhoogte van 100% gecombineerd wordt met het uitwijkpercentage, zal volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 slachtoffer van 100 doortrekkende vogels vallen. Dit staat tegenover 1,5 slachtoffer op 100 vogels volgens de KEC 4.0 aannames. De nieuwe adviesgetallen leiden dus tot een afname van 97%. Dit toont aan dat terwijl onze cumulatieve beoordeling gebaseerd is op de meest recente versie van het KEC, de uitgangspunten van die studie volgens de nieuwste inzichten aangepast zouden kunnen worden, met als consequentie dat de modelberekeningen veel minder slachtoffers zouden voorspellen onder deze twee soorten. Als de ALI toetsing met deze aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages wordt uitgevoerd, worden de ALI-normen niet overschreden in het nationale én het internationale scenario (Tabel 4.6). Op basis hiervan kunnen significante negatieve effecten ook op de kanoet en rosse grutto uitgesloten worden.

Tabel 4.6 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I en IJmuiden Ver voor de 20 MW-variant, voor het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario, op basis van de meest recente uitgangspunten over uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte voor kanoet en rosse grutto. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek en IJmuiden Ver Gamma gelijk zijn, worden deze in 1 regel weergegeven.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma / Nederwiek	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Kanoet	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	672,197	6	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, Nederwiek	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Rosse grutto	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	347,671	4	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rosse grutto	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	347,671	22	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.001	nee
Rosse grutto	20MW_int, Nederwiek	347,671	23	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.009	nee



5 Samenvatting

Onderhavige rapportage betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een toetsing van nieuwe cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Ten opzichte van het KEC 4.0, zijn deze aanvullende beoordelingen gedaan op basis van nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023). Bovendien is voor IJmuiden Ver Alpha en Beta een nieuw overplantingsalternatief (115 windturbines van 20 MW) getoetst dat in het MER nog niet in beschouwing was genomen.

Lokale vogels

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat onder lokale vogels in geen van de onderzochte windparkscenario's de ALI-norm van de soorten wordt overschreden. Met andere woorden: het aantal slachtoffers door aanvaring en habitatverlies onder lokale vogels leidt zowel bij het alternatief met 15 MW turbines als met 20 MW turbines, en zowel op nationaal niveau als op internationaal niveau, niet tot een overschrijding van de ALI-normen. Op basis van de bovenstaande uitkomsten kunnen significant negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, van windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden op alle lokale zeevogelsoorten worden uitgesloten in elk van de doorberekende scenario's.

Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Voor broedvogels uit beschermde natuurgebieden zijn voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I op basis van foerageerranges alleen effecten mogelijk op kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Vanwege momenteel nog onbekende uitgangspunten vormde windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden geen onderdeel van de huidige beoordeling van broedvogels. De berekende cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide onderzochte scenario's ligt voor elk van deze gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied. Significante negatieve effecten van een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden daarom met zekerheid uitgesloten.

Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent,

dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet, alk, grote stern) waarvoor in de onderzochte windparken slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden.

Voor *aanvaringen* onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Bovendien liggen de aanwezige aantallen vogels ruim boven het aanwijscriterium, waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha en Beta de instandhoudingsdoelstellingen niet in gevaar zal brengen.

De meeste beoordeelde windparken liggen op een dusdanige afstand van beschermde natuurgebieden dat directe effecten van *habitatverlies* op instandhoudingsdoelstellingen uitgesloten zijn. Een uitzondering vormt hierop windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden dat volgens de huidige uitganspunten grenst aan het Natura 2000-gebied het Friese Front dat aangewezen is voor de verstoringsgevoelige zeekoet. Om die reden kunnen effecten van habitatverlies als gevolg van de ontwikkeling van dit windenergiegebied niet op voorhand worden uitgesloten. De overige onderzochte windenergiebieden in beschouwing nemend, betreft de kortste afstand tot een Natura 2000-gebied de afstand tussen IJmuiden Ver Alpha en de Bruine Bank, namelijk 2 km. Hiermee ligt het windpark net buiten de directe verstoringszone van de alk en zeekoet, twee soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is. Om die reden zal het effect van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies minimaal zijn. Op basis van deze argumenten kunnen we ervan uitgaan dat in het geval van IJmuiden Ver Alpha de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank voor de zeekoet en alk niet in gevaar zullen komen. Omdat IJmuiden Ver Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I op een nog grotere afstand van Natura 2000-gebieden liggen, geldt deze conclusie ook voor deze windenergiegebieden.

Significante negatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden op de zeekoet in het Friese Front zijn niet op voorhand uitgesloten. In het geval van de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I zijn significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op zeevogels met instandhoudingsdoelstellingen als niet-broedvogel in beschermde natuurgebieden met zekerheid uitgesloten.

Voor landvogels die vanuit Natura 2000-gebieden tijdens hun migratie mogelijk offshore windenergiegebieden passeren geldt dat volgens de nieuwe slachtofferberekening voor de overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I voor het merendeel van de trekvogelsoorten significant effecten uitgesloten kunnen worden. Echter voor de kanoet en rosse grutto werden de ALI-normen op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten wel

overschreden. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden en kunnen significante negatieve effecten uitgesloten worden.

Trekvogels

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een instandhoudingsdoelstellingen voor Natura 2000-gebieden als niet-broedvogelsoort hebben. Er zijn geen exacte soortspecifieke gegevens voorhanden over de herkomst van deze vogels, maar vooralsnog werd aangenomen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en eventuele instandhoudingsdoelstellingen. Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten, zoals geïdentificeerd in het KEC 4.0, tonen aan dat op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten zowel bij de kanoet als bij de rosse grutto de geldende ALI-normen worden overschreden in het internationale scenario voor zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I, zowel voor het 15 MW als het 20 MW alternatief. De nationale scenario's voor beide windparken blijven binnen de normen. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden voor het nationale én internationale scenario. Daarmee kunnen significante negatieve effecten ook voor de kanoet en de rosse grutto worden uitgesloten als gevolg van sterfte door een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Voor de andere trekvogelsoorten worden al met de oude KEC 4.0 uitgangspunten al geen significante negatieve effecten in de berekende scenario's verwacht. Omdat onder de hierboven beschreven soorten de hoogste populatie-effecten verwacht worden, kan geconcludeerd worden dat ook voor andere trekkende landvogelsoorten geen significant negatief effect zal optreden.

Omdat de planning van het operationeel worden van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden aangepast is na het gereedkomen van het KEC 4.0, gelden de conclusies van die studie niet meer voor dit windpark. Om die reden kunnen we in het hier voorliggend rapport de beoordeling van effecten op trekvogels voor Ten Noorden van de Waddeneilanden niet uitvoeren en zal dit in de MER-fase moeten gebeuren.

6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma

Het milieueffectrapport (MER), de Passende Beoordeling (PB) en de soortbeschermingstoets (SBT) zijn reeds opgesteld voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit rapport zijn nieuwe vogelslachtofferberekeningen uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de gevolgen van deze nieuwe berekeningen op de resultaten die in MER, PB en SBT reeds zijn opgenomen voor IJmuiden Ver Gamma.

Uit deze cumulatiestudie kan worden geconcludeerd dat op basis van de nieuwe berekeningen de effecten op vogels in dezelfde ordegrootte liggen, waarmee de effecten van de nieuwe berekeningen op hoofdlijnen grotendeels vergelijkbaar zijn met reeds eerder gepresenteerde resultaten. De effectscores in het MER wijzigen daardoor niet. Wel zijn er verschillen in het te verwachten aantal aanvaringslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies op soortniveau, echter leiden deze verschillen in de meeste gevallen niet tot andere conclusies. De enige conclusie die op basis van de nieuwe berekeningen wel wijzigt is:

- op basis van de nieuwe berekeningen kunnen ook significant negatieve effecten op zeekoet en alk in het internationale scenario worden uitgesloten (dat is en was ook het geval in het nationale scenario). Op basis van de eerdere resultaten uit het MER en de PB kon dat nog niet in het internationale scenario worden uitgesloten.

Verder veranderen geen conclusies in PB en de SBT voor vogels met deze nieuwe berekeningen.

Na deze conclusie over gevolgen voor het MER, PB en SBT voor IJmuiden Ver Gamma op hoofdlijnen gaan we hierna met iets meer detail in op de resultaten van de nieuwe berekeningen in vergelijking met de resultaten van het eerder opgestelde MER, PB en SBT. We onderscheiden hierbij het effect op lokale vogels, broedvogels en niet-broedvogels uit beschermde gebieden en trekvogels. We gaan daarbij tevens in op cumulatie van effecten.

<u>Lokale vogels</u>
In de volgende tabel is het aantal aanvaringsslachtoffers weergegeven dat jaarlijks verwacht wordt voor zowel het alternatief met 153 turbines van 15 MW, als het alternatief met 115 turbines van 20 MW voor IJmuiden Ver Gamma. Er is een kolom toegevoegd met de jaarlijkse aantallen vogelslachtoffers van het alternatief met 153 turbines van 15 MW uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma (tabel 6.1). Dit is gedaan om een goede vergelijking te maken met de eerdere resultaten van het MER en de nieuw berekende aantallen in deze rapportage.

Tabel 6.1 Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor enkele alternatieven van een windpark in Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver.

	IJmuiden Ver Gamma		
	153 * 15 MW nieuw	**115 * 20 MW nieuw**	**153 * 15 MW Aantallen uit MER (oud)**
zilvermeeuw	7	6	10
grote mantelmeeuw	41	33	40
kleine mantelmeeuw	9	6	18
dwergmeeuw	7	5	6
drieteenmeeuw	7	5	21
jan-van-gent	16	12	15
kleine jager	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1	2
grote stern	2	2	2
papegaaiduiker	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1

Bijna nergens worden meer slachtoffers voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW berekend in de nieuwe berekeningen in vergelijking met het overplantingsalternatief met 153 turbines van 15 MW turbines uit het eerder opgestelde MER. Zo zijn 7 slachtoffers onder zilvermeeuwen te verwachten in het alternatief met 153 turbines van 15 MW, terwijl eerder in het MER voor ditzelfde alternatief 10 slachtoffers waren berekend. De uitzonderingen hierop zijn het aantal slachtoffers onder grote mantelmeeuwen, dwergmeeuwen en jan-van-genten. Daar worden in dit rapport respectievelijk 41, 7 en 16 slachtoffers berekend, terwijl in het eerder opgestelde MER voor deze soorten steeds 1 slachtoffer minder is berekend voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW.

Om te beoordelen wat dit betekent voor de populatie van genoemde soorten, wordt hierna eerst ingegaan op de cumulatie van effecten met andere windparken en wordt dit cumulatieve effect getoetst aan de ALI-normen. Het effect van kavel Gamma is namelijk met name relevant voor populaties als in cumulatie naar effecten wordt gekeken.

Omdat er in dit rapport gerekend is met aangepaste dichtheden van vogels, zijn de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies anders dan eerder in het MER is gepresenteerd. In de volgende tabel zijn de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma weergegeven, met daaraan een kolom toegevoegd met de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma.

Tabel 6.2 Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (zie tabel 3.12). Toegevoegd is een kolom met de maximaal verwacht jaarlijkse aantallen slachtoffers uit het eerder uitgevoerde MER.

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #	Jaarlijkse sterfte # uit MER (alle alternatieven)
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1	2
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2	5
dwergmeeuw	0,26	80**	5	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3	9
jan-van-gent	0,10	81,6*	2	2
kleine jager	0,00	80***	<1	<1
grote jager	0,00	80***	<1	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2	3
grote stern	0,07	70**	1	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1	<1
alk	0,09	80**	2	13
zeekoet	0,58	80**	11	42
noordse stormvogel	0,13	80**	2	5
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1	0

Voor alle soorten geldt dat (op basis van nieuwe inzichten en bronnen) de dichtheden en daarmee de te verwachten slachtoffers als gevolg van habitatverlies gelijk blijven of lager zijn geworden, behalve voor dwergmeeuw. Eerder in het MER is gerekend met 4 slachtoffers per jaar als gevolg van habitatverlies in kavel Gamma en dat is nu op basis van nieuwe dichtheden 5 slachtoffers per jaar. De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (en dit was 42 in het MER). Voor alk worden 2 slachtoffers per jaar verwacht (en dit was 13 in het MER). Dit verschil komt door de lagere dichtheden van genoemde soorten in IJmuiden Ver Gamma.

Naast de aantallen slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies als gevolg van een windpark in kavel Gamma is ook een berekening uitgevoerd naar het aantal vogelslachtoffers in cumulatie met andere windparken. Voor de exacte uitgangspunten hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk 2 van deze rapportage, maar in essentie komt het erop neer dat recentere dichtheidskaarten zijn gebruikt en dat met exactere gegevens is gerekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0. Vergelijken we de aantallen jaarlijkse slachtoffers in cumulatie in het nationale en internationale scenario met de eerder uitgevoerde berekeningen uit het MER (zie de volgende twee tabellen), dan is te zien dat de aantallen slachtoffers voor sommige soorten hoger uitvallen (bijvoorbeeld voor dwergmeeuw, visdief/noordse stern, grote stern (nationaal), kleine jager (internationaal) en noordse stormvogel) en voor andere soorten juist lager (bijvoorbeeld bij alken en zeekoeten).

Tabel 6.3 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 153 x 15 MW turbines en alternatief 'b' van 115 x 20 MW turbines. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma**
zilvermeeuw	64	62	100
grote mantelmeeuw	341	329	397
kleine mantelmeeuw	76	70	112
dwergmeeuw	110	107	66
drieteenmeeuw	85	82	197
jan-van-gent	146	136	164
kleine jager	<1	<1	1
grote jager	1	1	5
visdief/noordse stern	41	40	23
grote stern	38	37	30
papegaaiduiker	<1	<1	3
alk	15	15	192
zeekoet	92	92	635
noordse stormvogel	19	19	17
ongedetermineerde duiker	5	5	13

Tabel 6.4 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma
zilvermeeuw	410	408	528
grote mantelmeeuw	1.840	1.828	1.837
kleine mantelmeeuw	330	325	400
dwergmeeuw	190	186	122
drieteenmeeuw	672	669	1.103
jan-van-gent	1.281	1.271	1.003
kleine jager	6	6	2
grote jager	13	13	26
visdief/noordse stern	163	161	91
grote stern	86	86	98
papegaaiduiker	20	20	692
alk	114	114	2.398
zeekoet	786	786	13.206
noordse stormvogel	272	272	150
ongedetermineerde duiker	119	119	255

De effecten van deze (nieuw berekende) cumulatieve aantallen vogelslachtoffers als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op de populatie zijn in hoofdstuk 4 van deze rapportage door middel van populatiemodellen berekend en getoetst aan de geldende ALI-normen (Potiek et al, 2022a). De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in geen van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden, zowel voor het nationale scenario (Nederlandse windparken tot en met IJmuiden Ver Gamma) als het internationale scenario (ook alle internationale windparken waarvan de operationele fase begint in 2029 of eerder). Met andere woorden, voor geen van de lokale zeevogelsoorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. In het MER voor Gamma werd nog geconcludeerd dat voor zowel alk als zeekoet de ALI-norm in het internationale scenario werd overschreden. Daar is nu geen sprake meer van, vanwege lagere dichtheden en gebruik van exactere gegevens over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0.

Broedvogels uit beschermde gebieden

Zoals in het MER en de Passende Beoordeling reeds beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd. De berekeningen en beoordelingen van broedvogels zijn gedaan voor het scenario van 153 x 15 MW turbines en voor het scenario van 115 x 20 MW turbines. Hieronder wordt een vergelijking gemaakt tussen de uitkomsten van het scenario voor 153 x 15 MW turbines in het MER/PB en in voorliggend rapport. Volgens de nieuwe berekeningen in dit rapport kunnen effecten, ook in cumulatie, van IJmuiden Ver Gamma op broedvogels uit Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Uit paragraaf 3.2.2 in deze rapportage blijkt dat de additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen in de drie genoemde Natura 2000-gebieden op maximaal 0,12% ligt. Dit is het geval in het scenario met 153 turbines van 15 MW in IJmuiden Ver Gamma. Dan gaat het om 1,8 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. In eerdere berekeningen in het MER en de PB ging het om maximaal 3,2 slachtoffers (additionele sterfte 0,22%) onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Voor de Natura 2000-gebieden Duinen Vlieland en Waddenzee worden minder dan 1 slachtoffers per jaar onder kleine mantelmeeuwen verwacht en ligt de additionele sterfte lager dan 0,12%. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje). Hiervan is met een maximale additionele sterfte van 0,12% geen sprake. Dit was ook niet het geval in het uitgevoerde MER en PB en deze conclusie blijft gehandhaafd omdat de te verwachten jaarlijkse additionele sterfte minder is geworden (van 0,22 naar 0,12% additionele sterfte maximaal).

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in tabel 3.16 in deze rapportage. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van maximaal 9,5. Voor Duinen Vlieland wordt een cumulatief aantal slachtoffers verwacht van maximaal 3,0 (in het scenario met 15 MW turbines). Voor Waddenzee is dit aantal 17,1 jaarlijkse slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen.

In het MER voor IJmuiden Ver Gamma is voor Duinen en Lage Land Texel eerder een cumulatief aantal jaarlijkse slachtoffers van 12,2 gerapporteerd (nu dus lager met 9,8) en voor Duinen Vlieland en Waddenzee respectievelijk 2,9 (hetzelfde) en 10,4 (nu dus hoger met 17,1) slachtoffers. Het verschil in aantal slachtoffers in Waddenzee is met name te verklaren doordat meer internationale windparken zijn meegenomen in cumulatie. Eerder was de conclusie in het MER dat de cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit was. Ook met deze nieuw berekende cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen is de additionele sterfte door windparken in cumulatie minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit, namelijk maximaal 0,68% (voor Duinen en Lage Land Texel, bij andere Natura 2000-gebieden ligt dit percentage lager). Er kan dus met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden. Ook dit is niet gewijzigd ten opzichte van de eerder opgestelde MER en PB.

Niet-broedvogels uit beschermde gebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en zeekoet) waarvoor in IJmuiden Ver Gamma slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden. Het gaat hier dan om Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. Voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta met beschermde niet-broedvogels geldt dat deze gebieden tegen de Nederlandse kust aanliggen, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD (‘behoud’) kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Gamma dusdanig laag dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt.

Voor aanvaringen onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. In het MER en de PB voor Gamma werd geconcludeerd dat significant negatieve cumulatieve effecten op niet-broedvogels uit beschermde gebieden uitgesloten konden worden. Die conclusie blijft staan (zie ook paragraaf 4.3 uit deze rapportage).

Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er

redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden
Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. In paragraaf 4.3 wordt geconcludeerd dat ook voor trekkende landvogelsoorten geen significant effect zal optreden en significant negatieve effecten op (buitenlandse) Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Trekvogels
Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk het alternatief met 153 turbines van 15 MW (alternatief a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (alternatief b), zie tabel 3.17 in dit rapport. Deze aantallen slachtoffers zijn hoger dan onder andere soorten vogels vanwege het grotere aantal soorten dat bij zangvogels hoort en de grotere populaties die bij die soorten horen ten opzichte van andere soorten. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers verwacht in Gamma. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht. Als we deze aantallen vergelijken met de aantallen uit het MER voor Gamma, dan zijn het vrijwel dezelfde aantallen slachtoffers.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (zie tabel 3.18 in dit rapport). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten geïdentificeerd in het KEC 4.0 wijzen uit dat onder deze trekvogelsoorten, gebruik makend van de meest actuele kennis, de geldende ALI-normen niet overschreden worden. Daarom kunnen significant negatieve effecten op trekvogels uitgesloten worden.



Literatuur

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, Uk.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PLoS One 9(9): e106366.

Camphuysen, C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100(2): 113-122.

Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2023. Aanpassing normering Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. Memo DGNV-M / 27519839

Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied, 2021. Besluit Natura 2000-gebied Bruine Bank. DGNVLG-M/2021-168

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. Ibis 157(3): 558-566.

Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Flight intensity, flight altitudes and species composition in comparison to OWEZ, Rapport 11-112. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. Environmental Impact Assessment Review 73: 1-6.

Graafland, M., 2023. Uitgangspuntendocument kavelbesluit-cumulatiescenario tbv de MERren voor de kavelbesluiten. Memo Rijkswaterstaat Zee en Delta, Rijswijk.

Leemans, J.J. & A. Gyimesi, 2022. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea, Rapport 18-0178/22.06209/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Maclean, I.M.D., L.J. Wright, D.A. Showler & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd. BTO

Masden, E., 2015. Developing an avian collision risk model to incorporate variability and uncertainty. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 6 No 14. Scottish Government, Edinburgh.

Masden, E.A., A.S.C.P. Cook, A. McCluskie, W. Bouten, N.H.K. Burton & C.B. Thaxter, 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. Environmental Impact Assessment Review 90: 106622.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling

and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee, KEC 3.0. Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023a. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Alpha. Pondera Consult, Arnhem.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023b. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Beta. Pondera Consult, Arnhem.
Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
Sovon, 2022. Invulling van parameterwaarden voor Acceptable Levels of Impact van sterfte van vogels door windparken op zee. Sovon notitie 2022/46. Sovon Vogelonderzoek Nederland
van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma. Vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 23-153. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Welcker, J. & R. Vilela, 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. BioConsult SH, Husum.
Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
Woodward, I.D., S.E. Franks, K. Bowgen, J.G. Davies, R.M.W. Green, L.R. Griffin, C. Mitchell, N. O'Hanlon, C. Pollock, E.C. Rees, C. Tremlett, L. Wright & A.S.C.P. Cook, 2023. Strategic study of collision risk for birds on migration and further development of the stochastic collision risk modelling tool. Work Package 1: Strategic review of birds on migration in Scottish waters. The Scottish Government, Edinburgh.

Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

In deze bijlage is voor iedere soort een beschrijving te vinden van de toetsing van het effect van de opgenomen windparken in de verschillende scenario's op de populatiegrootte. De namen van de scenario's die steeds terugkomen in de tabellen komen overeen met de namen van de scenario's zoals deze staan beschreven in Tabel 2.1. Eerst staan de resultaten voor alle nationale scenario's beschreven. Daarna staan de resultaten van de internationale scenario's voor 1a en 1b beschreven.

Nationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 11 en 16. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%) naar 0.991 (jaarlijkse afname van 0.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 2.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.1 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	0.993	0.000	NEE
scenario_1a	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_1b	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_2a	15	9653	0.908	0.991	0.017	NEE
scenario_2b	15	9653	0.908	0.991	0.020	NEE
scenario_4a	16	9653	0.908	0.991	0.023	NEE
scenario_4b	16	9653	0.908	0.991	0.018	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) naar 1.000 (jaarlijks gelijkblijvende populatie).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.9% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.2 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_1b	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	0	475	0.929	1.000	0.012	NEE
scenario_2b	0	475	0.929	1.001	0.011	NEE
scenario_4a	0	475	0.929	1.000	0.015	NEE
scenario_4b	0	475	0.929	1.000	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 13 en 21. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.8% en 2.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.3 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.004	0.000	NEE
scenario_1a	13	18408	0.935	1.003	0.018	NEE
scenario_1b	13	18408	0.935	1.002	0.020	NEE
scenario_2a	19	18408	0.935	1.002	0.026	NEE
scenario_2b	19	18408	0.935	1.002	0.025	NEE
scenario_4a	21	18408	0.935	1.002	0.019	NEE
scenario_4b	21	18408	0.935	1.002	0.027	NEE

Ongedetermineerde duikers

Voor ongedetermineerde duikers is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 4 en 5. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 86%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.014 (jaarlijkse toename van 1.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.4% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.4 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep duikers. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor duikers is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor duikers 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	4	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_1b	4	5750	0.860	1.015	0.007	NEE
scenario_2a	5	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_2b	5	5750	0.860	1.015	0.004	NEE
scenario_4a	5	5750	0.860	1.016	0.004	NEE
scenario_4b	5	5750	0.860	1.014	0.015	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 48 en 66. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.944 (jaarlijkse afname van 5.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 12.3% en 16.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.5 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	49	10088	0.859	0.945	0.130	NEE
scenario_1b	48	10088	0.859	0.946	0.123	NEE
scenario_2a	63	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_2b	62	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_4a	66	10088	0.856	0.944	0.165	NEE
scenario_4b	65	10088	0.857	0.944	0.161	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 54 en 76. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.979 (jaarlijkse afname van 2.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 9.7% en 13.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.6 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	55	18789	0.910	0.980	0.097	NEE
scenario_1b	54	18789	0.910	0.980	0.098	NEE
scenario_2a	72	18789	0.909	0.979	0.127	NEE
scenario_2b	70	18789	0.909	0.979	0.125	NEE
scenario_4a	76	18789	0.909	0.979	0.136	NEE
scenario_4b	73	18789	0.909	0.979	0.134	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 254 en 347. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.929 (jaarlijkse afname van 7.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 26.1% en 32.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.7 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	257	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_1b	254	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_2a	336	16302	0.848	0.930	0.319	NEE
scenario_2b	329	16302	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_4a	347	16302	0.848	0.929	0.325	NEE
scenario_4b	339	16302	0.848	0.930	0.318	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 92 en 112. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.1% en 5.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.8 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	93	59233	0.825	1.007	0.052	NEE
scenario_1b	92	59233	0.825	1.007	0.041	NEE
scenario_2a	109	59233	0.825	1.007	0.050	NEE
scenario_2b	107	59233	0.825	1.007	0.043	NEE
scenario_4a	112	59233	0.825	1.007	0.057	NEE
scenario_4b	109	59233	0.825	1.007	0.052	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 109 en 151. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 34.4% en 41.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.9 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	113	9842	0.906	0.997	0.350	NEE
scenario_1b	109	9842	0.906	0.997	0.344	NEE
scenario_2a	144	9842	0.902	0.994	0.410	NEE
scenario_2b	136	9842	0.903	0.995	0.395	NEE
scenario_4a	151	9842	0.902	0.993	0.417	NEE
scenario_4b	142	9842	0.903	0.994	0.403	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 62 en 89. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.6% en 6.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.10 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	63	30463	0.851	0.949	0.045	NEE
scenario_1b	62	30463	0.851	0.949	0.036	NEE
scenario_2a	84	30463	0.850	0.948	0.051	NEE
scenario_2b	82	30463	0.850	0.948	0.053	NEE
scenario_4a	89	30463	0.850	0.948	0.060	NEE
scenario_4b	87	30463	0.850	0.948	0.061	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit alsnog in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 5.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.11 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	0	135	0.898	0.960	0.027	NEE
scenario_1b	0	135	0.898	0.959	0.031	NEE
scenario_2a	0	135	0.897	0.958	0.046	NEE
scenario_2b	0	135	0.897	0.958	0.048	NEE
scenario_4a	0	135	0.897	0.958	0.053	NEE
scenario_4b	0	135	0.897	0.959	0.045	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 1. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.9% en 7.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.12 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	1	395	0.878	0.953	0.049	NEE
scenario_1b	1	395	0.878	0.953	0.050	NEE
scenario_2a	1	395	0.876	0.952	0.071	NEE
scenario_2b	1	395	0.876	0.951	0.071	NEE
scenario_4a	1	395	0.876	0.952	0.068	NEE
scenario_4b	1	395	0.876	0.951	0.073	NEE

Visdief/noordse stern

Voor de soortgroep visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 35 en 53. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.996 (jaarlijkse afname van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 1.2% en 2.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.13 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor deze soortgroep is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	35	60708	0.914	0.996	0.017	NEE
scenario_1b	35	60708	0.914	0.996	0.016	NEE
scenario_2a	40	60708	0.914	0.996	0.012	NEE
scenario_2b	40	60708	0.914	0.996	0.022	NEE
scenario_4a	53	60708	0.914	0.996	0.021	NEE
scenario_4b	52	60708	0.914	0.996	0.018	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 33 en 40. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 94%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.043 (jaarlijkse toename van 4.3%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.4% en 2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.14 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.043	0.000	NEE
scenario_1a	34	23259	0.941	1.042	0.020	NEE
scenario_1b	33	23259	0.941	1.043	0.014	NEE
scenario_2a	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_2b	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_4a	40	23259	0.940	1.042	0.018	NEE
scenario_4b	39	23259	0.940	1.042	0.017	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 66 en 100. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.15 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	66	63722	0.948	1.043	0.023	NEE
scenario_1b	66	63722	0.948	1.043	0.020	NEE
scenario_2a	92	63722	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_2b	92	63722	0.948	1.042	0.033	NEE
scenario_4a	100	63722	0.948	1.042	0.025	NEE
scenario_4b	100	63722	0.948	1.042	0.033	NEE

Internationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 110 en 123. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%) naar 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.7% en 3.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.16 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	1.007	0.000	NEE
scenario_1a	110	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_1b	110	69806	0.908	1.005	0.026	NEE
scenario_2a	114	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_2b	114	69806	0.908	1.004	0.031	NEE
scenario_3a	116	69806	0.907	1.005	0.017	NEE
scenario_3b	115	69806	0.907	1.004	0.028	NEE
scenario_4a	123	69806	0.907	1.004	0.031	NEE
scenario_4b	123	69806	0.907	1.005	0.021	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 20 en 24. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Ondanks deze extra sterfte blijft de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) afgerond hetzelfde.De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.17 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	20	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_1b	20	34707	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	21	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_2b	20	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_3a	21	34707	0.929	1.001	0.006	NEE
scenario_3b	21	34707	0.929	1.001	0.013	NEE
scenario_4a	24	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_4b	24	34707	0.929	1.001	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 266 en 309. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.003 (jaarlijkse toename van 0.3%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.8% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.18 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.003	0.000	NEE
scenario_1a	266	406652	0.935	1.002	0.013	NEE
scenario_1b	266	406652	0.935	1.002	0.012	NEE
scenario_2a	273	406652	0.935	1.003	0.008	NEE
scenario_2b	272	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_3a	284	406652	0.935	1.003	0.011	NEE
scenario_3b	283	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_4a	309	406652	0.935	1.002	0.014	NEE
scenario_4b	309	406652	0.935	1.003	0.010	NEE

Ongedetermineerde duiker

Voor ongedetermineerde duiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 117 en 119. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 85.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.010 (jaarlijkse toename van 1.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 3.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.19 *Uitkomsten populatiemodel voor ongedetermineerde duiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor ongedetermineerde duiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor ongedetermineerde duiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	117	33746	0.858	1.011	0.033	NEE
scenario_1b	117	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_2a	119	33746	0.858	1.011	0.027	NEE
scenario_2b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE
scenario_3a	119	33746	0.858	1.010	0.035	NEE
scenario_3b	119	33746	0.858	1.010	0.036	NEE
scenario_4a	119	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_4b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 393 en 438. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.946 (jaarlijkse afname van 5.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 10.7% en 12.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.20 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	394	94755	0.859	0.946	0.113	NEE
scenario_1b	393	94755	0.859	0.946	0.107	NEE
scenario_2a	411	94755	0.859	0.946	0.117	NEE
scenario_2b	408	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_3a	417	94755	0.859	0.946	0.116	NEE
scenario_3b	413	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_4a	438	94755	0.859	0.946	0.122	NEE
scenario_4b	437	94755	0.859	0.946	0.118	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 309 en 344. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.977 (jaarlijkse afname van 2.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 15.6% en 17.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.21 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	310	66432	0.908	0.978	0.161	NEE
scenario_1b	309	66432	0.908	0.978	0.156	NEE
scenario_2a	331	66432	0.907	0.978	0.175	NEE
scenario_2b	325	66432	0.907	0.978	0.171	NEE
scenario_3a	332	66432	0.907	0.978	0.167	NEE
scenario_3b	326	66432	0.907	0.978	0.164	NEE
scenario_4a	344	66432	0.907	0.977	0.173	NEE
scenario_4b	341	66432	0.907	0.977	0.176	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1752 en 1957. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.930 (jaarlijkse afname van 7.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 30.1% en 32.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.22 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	1,755	92400	0.849	0.932	0.301	NEE
scenario_1b	1,752	92400	0.849	0.932	0.302	NEE
scenario_2a	1,847	92400	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_2b	1,828	92400	0.849	0.931	0.312	NEE
scenario_3a	1,884	92400	0.848	0.931	0.315	NEE
scenario_3b	1,858	92400	0.848	0.931	0.314	NEE
scenario_4a	1,957	92400	0.848	0.930	0.324	NEE
scenario_4b	1,949	92400	0.848	0.930	0.323	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 172 en 193. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.008 (jaarlijkse toename van 0.8%) naar 1.006 (jaarlijkse toename van 0.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 4.8% en 6.8%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.23 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.008	0.000	NEE
scenario_1a	173	70920	0.824	1.006	0.051	NEE
scenario_1b	172	70920	0.824	1.006	0.048	NEE
scenario_2a	190	70920	0.824	1.006	0.068	NEE
scenario_2b	186	70920	0.824	1.006	0.056	NEE
scenario_3a	189	70920	0.824	1.006	0.049	NEE
scenario_3b	184	70920	0.824	1.006	0.058	NEE
scenario_4a	193	70920	0.824	1.006	0.059	NEE
scenario_4b	190	70920	0.824	1.006	0.050	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1243 en 1407. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 32.8% en 35.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.24 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	1,247	121051	0.907	0.998	0.330	NEE
scenario_1b	1,243	121051	0.907	0.998	0.328	NEE
scenario_2a	1,283	121051	0.907	0.998	0.337	NEE
scenario_2b	1,271	121051	0.907	0.998	0.332	NEE
scenario_3a	1,311	121051	0.906	0.998	0.338	NEE
scenario_3b	1,297	121051	0.907	0.998	0.334	NEE
scenario_4a	1,407	121051	0.906	0.997	0.355	NEE
scenario_4b	1,398	121051	0.906	0.997	0.356	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 650 en 730. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt

de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.6% en 5.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.25 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	651	257088	0.850	0.949	0.047	NEE
scenario_1b	650	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_2a	674	257088	0.850	0.948	0.047	NEE
scenario_2b	669	257088	0.850	0.949	0.046	NEE
scenario_3a	689	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_3b	683	257088	0.850	0.948	0.052	NEE
scenario_4a	730	257088	0.850	0.948	0.056	NEE
scenario_4b	727	257088	0.850	0.948	0.056	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's 6 of 7. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.5% en 4.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.26 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_1b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_2a	7	3006	0.898	0.959	0.035	NEE
scenario_2b	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_3a	6	3006	0.898	0.959	0.044	NEE
scenario_3b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_4a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_4b	6	3006	0.898	0.958	0.046	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 13 en 15. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.954 (jaarlijkse afname van 4.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.1% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.27 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	13	10023	0.880	0.955	0.021	NEE
scenario_1b	13	10023	0.880	0.954	0.029	NEE
scenario_2a	13	10023	0.880	0.955	0.027	NEE
scenario_2b	13	10023	0.880	0.955	0.023	NEE
scenario_3a	13	10023	0.880	0.955	0.022	NEE
scenario_3b	13	10023	0.880	0.954	0.025	NEE
scenario_4a	15	10023	0.879	0.954	0.033	NEE
scenario_4b	15	10023	0.879	0.954	0.032	NEE

Visdief/noordse stern

Voor visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 156 en 178. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.995 (jaarlijkse afname van 0.5%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 3.4% en 4.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.28 *Uitkomsten populatiemodel voor visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor visdief/noordse stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	156	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_1b	156	96861	0.913	0.995	0.034	NEE
scenario_2a	163	96861	0.913	0.995	0.040	NEE
scenario_2b	161	96861	0.913	0.995	0.044	NEE
scenario_3a	162	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_3b	161	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_4a	178	96861	0.912	0.995	0.044	NEE
scenario_4b	177	96861	0.912	0.995	0.042	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 82 en 90. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 93.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte

populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.041 (jaarlijkse toename van 4.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.9% en 4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.29 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	82	30011	0.939	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	82	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_2a	87	30011	0.939	1.041	0.036	NEE
scenario_2b	86	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3a	87	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3b	86	30011	0.939	1.041	0.040	NEE
scenario_4a	90	30011	0.939	1.041	0.038	NEE
scenario_4b	89	30011	0.939	1.042	0.035	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 760 en 862. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.5% en 3.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.30 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	760	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	760	601490	0.948	1.043	0.026	NEE
scenario_2a	787	601490	0.948	1.042	0.037	NEE
scenario_2b	786	601490	0.948	1.042	0.026	NEE
scenario_3a	807	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_3b	802	601490	0.948	1.042	0.028	NEE
scenario_4a	862	601490	0.948	1.042	0.031	NEE
scenario_4b	861	601490	0.948	1.042	0.026	NEE

Bijlage II Windpark data

Tabel II.1 *Windpark data die zijn gebruikt bij de berekeningen van de verschillende cumulatieve scenario's. Er is altijd gerekend met een aantal van 3 turbinebladen. Voor toekomstige zoekgebieden is de gebruikte oppervlakte bepaald aan de hand van de aanname van 10MW/km^2.*

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
IJmuiden Ver Alpha	NL	2029	189,1	52,8005	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Beta	NL	2029	197,1	52,8377	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Gamma	NL	2029	226,6	53,1	115/134	15/20	236/280	143/165
Nederwiek I	NL	2030	273,2	53,1474	115/134	15/20	236/280	143/165
Ten Noorden van de Waddeneilanden	NL	2031	150,1	54,0226	47/35	15/20	236/280	143/165
Borssele I + II	NL	2020	128,3	51,683	94	8	167	108
Borssele III + IV	NL	2021	146,0	51,6998	77	9,5	164	108
Borssele V	NL	2021	0,6	51,7092	2	9,5	164	108
Luchterduinen	NL	2015	15,9	52,4051	43	3	112	81
Gemini	NL	2017	67,6	54,0365	150	4	130	89
Hollandse Kust (zuid) I + II	NL	2023	115,0	52,3341	70	11	193	121
Hollandse Kust (zuid) III + IV	NL	2023	143,9	52,2796	69	11	193	121
Hollandse Kust (noord) V	NL	2023	126,4	52,7141	69	11	200	121
Hollandse Kust (west) VI	NL	2026	91,3	52,6293	54	14	236	143
Hollandse Kust (west) VII	NL	2026	97,9	52,6293	60	14	236	143
Thornton Bank phase I	BE	2008	0,4	51,5439	6	5,08	126	94
Northwind	BE	2013	13,8	51,6194	72	3	112	71
Belwind	BE	2009	13,1	51,6702	55	3	90	72
Norther	BE	2018	38,4	51,5269	44	8,4	164	101
Rentel	BE	2017	23,3	51,5913	42	7	154	106
Seamade (SeaStar)	BE	2019	18,4	51,6342	30	8,4	167	109
Seamade (Mermaid)	BE	2019	16,3	51,7186	28	8,4	167	109
Nobelwind	BE	2016	22,3	51,6644	50	3,3	112	79
Thornton Bank phase II	BE	2010	12,1	51,5564	30	6,15	126	95
Thornton Bank phase III	BE	2011	7,3	51,5403	18	6,15	126	95
Northwester 2	BE	2019	11,8	51,6868	23	9,5	164	105
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	BE	2025	70,0	51,6211	59	12	220	135

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	BE	2027	140,0	51,4731	94	15	236	143
Alpha Ventus	DUI	2008	3,9	54,0109	12	5	120	92
DanTysk	DUI	2013	65,7	55,1377	80	3,6	120	88
Borkum Riffgrund 3	DUI	2023	59,6	54,0462	81	11	200	125
Borkum Riffgrund 1	DUI	2013	35,4	53,9673	78	4	120	87
Amrumbank West	DUI	2013	30,2	54,523	80	3,78	120	90
Nordsee Ost	DUI	2012	35,4	54,4446	48	6,15	126	92
Meerwind Süd Ost	DUI	2012	39,8	54,3922	80	3,6	120	89
Butendiek	DUI	2014	31,3	55,0175	80	3,6	120	90
Global Tech I	DUI	2012	40,5	54,5089	80	5	116	82
Gode Wind 3	DUI	2023	13,6	54,0375	22	11	200	125
Trianel Windpark Borkum II	DUI	2018	30,7	54,0503	32	6,34	152	104,5
Hohe See	DUI	2018	40,5	54,4433	71	7	154	105
Sandbank	DUI	2015	47,1	55,1996	72	4	130	94,75
Gode Wind 1 and 2	DUI	2015	69,4	54,0412	97	6,26	154	111
EnBW He Dreiht	DUI	2024	62,5	54,3653	70	10	193	122
Nordergründe	DUI	2016	3,4	53,835	18	6,15	126	84
Riffgat	DUI	2012	6,0	53,6924	30	3,6	120	90
BARD Offshore 1	DUI	2010	58,9	54,3554	80	5	122	90
Deutsche Bucht	DUI	2018	17,6	54,3054	31	8,4	164	108
Merkur	DUI	2017	39,3	54,0431	66	6	150	102,6
Trianel Windpark Borkum I	DUI	2011	22,6	54,0464	40	5	116	90
Nordsee One	DUI	2015	29,8	53,9816	54	6,15	126	90
N-3.5	DUI	2027	42,0	54,0257	28	15	236	143
N-3.6	DUI	2027	48,0	54,0457	32	15	236	143
N-3.7	DUI	2025	22,5	54,0449	15	15	236	143
N-3.8	DUI	2025	43,3	54,068	29	15	236	143
N-6.6	DUI	2028	63,0	54,2659	42	15	236	143
N-6.7	DUI	2028	270,0	54,3606	18	15	236	143
N-7.2	DUI	2026	93,0	54,2883	62	15	236	143
N-8.4	DUI	2026	42,5	54,5346	28	15	236	143
Borkum Riffgrund 2	DUI	2018	36,0	53,9518	56	8,3	164	105
Kaskasi	DUI	2021	17,3	54,4891	38	9	167	107,5
Veja Mate	DUI	2016	50,9	54,3181	67	6	154	103,28

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Albatros	DUI	2019	10,5	54,486	16	7	154	105
N-9.1	DUI	2028	100,0	54,4375	67	15	236	143
N-9.2	DUI	2028	100,0	54,5213	67	15	236	143
N-10.1	DUI	2029	100,0	54,6019	57	15	236	143
N-10.2	DUI	2029	70,0	54,675	47	15	236	143
N-13-3	DUI	2030	100,0	55,0606	50	20	280	165
N-9.3	DUI	2029	100,0	54,4363	67	15	236	143
N-9.4	DUI	2029	100,0	54,5595	67	15	236	143
Horns Rev 1	DK	2002	20,7	55,4861	80	2	80	70
Horns Rev 2	DK	2008	33,2	55,6004	91	2,3	93	68
Horns Rev 3	DK	2017	116,2	55,6941	49	8,3	164	102
Thor - 2020 Tender	DK	2025	100,0	56,3254	75	16	236	143
Vesterhav Nord Syd	DK	2022	34,4	56,3776	41	8,4	167	109
Dudgeon	VK	2016	55,1	53,2654	67	6	154	110
Greater Gabbard	VK	2009	146,1	51,884	140	3,6	107	77,5
Gunfleet Sands	VK	2008	15,8	51,7302	48	3,6	107	75
Dogger Bank B	VK	2023	598,9	54,9774	95	13	220	150
Humber Gateway	VK	2013	26,5	53,6443	73	3	112	80
Inner Dowsing	VK	2007	8,8	53,1891	27	3,6	107	80
Kentish Flats	VK	2004	10,0	51,4604	30	3	90	70
Lincs	VK	2011	38,3	53,1905	75	3,6	120	85,25
London Array	VK	2011	106,9	51,6268	175	3,6	120	87
Lynn	VK	2007	7,9	53,1367	27	3,6	107	80
Race Bank	VK	2016	62,4	53,2766	91	6,3	154	110
Dogger Bank C	VK	2024	120,0	55,0397	95	14	220	138
Sofia	VK	2024	140,0	54,9899	100	14	222	141
Hornsea Project Four	VK	2031	100,0	54,0386	50	20	280	165
Hornsea Project Three	VK	2026	240,0	53,873	231	11	164	123
Hornsea Project Two	VK	2020	461,9	53,9402	165	8,4	167	120,9
Scroby Sands	VK	2003	4,2	52,6457	30	2	80	60
Sheringham Shoal	VK	2009	35,0	53,1356	88	3,6	107	81,75
Teesside	VK	2012	4,3	54,6453	27	2,3	93	80
Thanet	VK	2009	34,9	51,4304	100	3	90	70
East Anglia Hub - ONE North	VK	2024	80,0	52,3811	58	14	222	140
ForthWind Demo Phase 2	VK	2024	8,7	56,1376	7	12	200	125

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Triton Knoll	VK	2020	149,5	53,4785	90	9,5	164	107
Westermost Rough	VK	2014	34,9	53,8059	35	6	154	102
East Anglia Hub - TWO	VK	2025	90,0	52,1327	65	14	222	140
Scottish SMP - E3	VK	2030	100,0	56,9978	50	20	280	165
Moray East	VK	2019	295,6	58,1883	100	9,5	164	105
Seagreen	VK	2021	336,5	56,5969	114	10	164	123
Aberdeen OWF (EOWDC)	VK	2018	20,0	57,2257	11	8,8	164	109
Race Bank Extension	VK	2029	57,3	53,2935	38	15	236	143
Dudgeon Extension	VK	2028	40,2	53,2788	115	20	280	165
Sheringham Shoal Extension	VK	2028	31,7	53,167	16	20	280	165
Five Estuaries	VK	2030	35,3	51,9014	18	20	280	165
North Falls	VK	2029	50,4	51,7537	34	15	236	143
Kincardine - Phase 2	VK	2020	24,2	57,0067	5	9,6	164	104
Seagreen 1A	VK	2024	36,0	56,5619	36	10	164	123
Beatrice	VK	2017	131,3	58,254	84	7	154	110
Inch Cape	VK	2026	100,0	56,4946	72	15	250	143
Neart na Gaoithe	VK	2020	105,1	56,2677	54	8	167	125
Kentish Flats Extension	VK	2015	8,3	51,4507	15	3,3	112	83,6
Galloper	VK	2016	113,6	51,8931	56	6	154	103,5
East Anglia ONE	VK	2018	162,8	52,2327	102	7	154	90
East Anglia Hub - THREE	VK	2023	140,0	52,6652	100	14	222	140
Norfolk Vanguard	VK	2025	180,0	52,8702	158	20	303	198,5
Norfolk Boreas	VK	2027	180,0	53,0385	158	20	303	165
Blyth Offshore Demo Phase 1	VK	2017	3,6	55,131	5	8,3	164	109,5
Berwick Bank	VK	2028	230,0	56,2919	115	20	280	165
Marr Bank	VK	2031	185,0	56,3449	93	20	280	165
Hywind Scotland Pilot Park	VK	2017	15,1	57,4843	5	6	154	101
Moray West	VK	2024	95,0	58,0972	85	15	230	143
Blyth Offshore Demo Phase 2	VK	2024	15,2	55,1851	5	14	236	140
Dogger Bank A	VK	2022	515,2	54,7695	95	13	220	150
Hornsea Project One	VK	2018	407,3	53,8833	174	7	154	113

Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit

Tabel III.1 *Parameterwaarden voor bladbreedte, draaisnelheid en pitch per turbine die zijn gebruikt in de berekeningen met het sCRM. Waar mogelijk zijn de waarden van bestaande turbinetypes genomen. Voor (nog) niet-bestaande turbinetypes zijn de waarden geëxtrapoleerd op basis van de bestaande turbinetypes.*

turbine capaciteit (MW)	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
2	3,229	17,058	6,143
2,3	3,31	16,574	6,1
3	3,5	15,498	6
3,3	3,581	15,058	5,957
3,6	3,663	14,632	5,914
3,78	3,71	14,39	5,889
4	3,771	14,084	5,857
5	4,043	12,819	5,714
5,08	4,063	12,729	5,703
6	4,314	11	5,571
6,15	4,355	11,545	5,55
6,26	4,386	11,429	5,533
6,3	4,396	11,393	5,528
6,34	4,407	11,349	5,522
7	4,586	10,728	5,428
8	4,857	10,3	5,285
8,3	4,938	9,685	5,243
8,4	4,965	9,615	5,228
8,8	5,074	9,351	5,171
9	5,128	9,227	5,143
9,5	5,264	8,944	5,071
9,6	5,291	8,891	5,057
10	5,4	8,697	5
11	5,671	8,6	4,857
12	5,943	7,9	4,714
13	6,214	7,991	4,571
14	6,485	7,8	4,428
15	6,757	8,4	4,285
16	7,028	8,609	4,142
20	8,114	8,6	3,571

Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

Tabel IV.1 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de eerste acht soorten.*

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Borssele I + II	4	16	4	6	10	4	<1	<1
Borssele III + IV	3	13	3	2	8	3	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	2	14	2	8	5	2	<1	<1
Gemini	5	18	6	3	20	11	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	4	21	3	5	7	3	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	4	21	3	9	6	3	<1	0
Hollandse Kust (noord) V	4	37	4	7	8	4	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	2	16	2	2	5	2	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	3	19	3	2	6	2	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	3	38	5	7	15	9	<1	<1
Belwind	1	19	2	1	6	2	<1	<1
Norther	2	21	3	7	6	3	<1	<1
Rentel	1	17	2	2	4	1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	1	14	1	<1	3	1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	12	1	<1	3	1	<1	<1
Nobelwind	2	21	2	1	7	3	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	10	1	2	2	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	6	<1	1	1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	11	1	<1	3	1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	2	29	3	<1	6	2	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	4	0	5	0	11	3	0	<1
Alpha Ventus	<1	1	<1	<1	2	<1	0	<1
DanTysk	3	15	2	<1	13	5	<1	<1
Borkum Riffgrund 3	3	21	3	2	15	4	<1	<1
Borkum Riffgrund 1	3	11	3	1	14	4	<1	<1
Amrumbank West	3	15	2	<1	11	3	0	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Nordsee Ost	2	11	1	<1	7	2	0	<1
Meerwind Süd Ost	3	0	2	0	13	4	0	<1
Butendiek	4	10	2	<1	10	3	0	<1
Global Tech I	2	17	3	<1	19	7	0	<1
Gode Wind 3	<1	4	<1	<1	4	1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Hohe See	2	19	2	<1	13	4	0	<1
Sandbank	2	15	2	<1	7	4	0	<1
Gode Wind 1 and 2	3	13	3	<1	11	3	<1	<1
EnBW He Dreiht	2	24	3	<1	13	4	0	<1
Nordergründe	1	0	<1	0	4	2	0	<1
Riffgat	1	5	<1	<1	4	1	<1	<1
BARD Offshore 1	2	24	3	<1	8	4	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	11	1	<1	3	2	<1	<1
Merkur	2	9	2	<1	11	3	0	<1
Trianel Windpark Borkum I	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Nordsee One	2	8	2	<1	9	3	<1	<1
N-3.5	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-3.6	1	6	1	<1	6	2	<1	<1
N-3.7	<1	3	<1	<1	3	<1	<1	<1
N-3.8	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-6.6	2	15	2	1	5	3	<1	<1
N-6.7	<1	9	<1	<1	2	1	<1	<1
N-7.2	2	20	3	<1	12	4	<1	<1
N-8.4	<1	8	1	<1	6	2	0	<1
Borkum Riffgrund 2	2	10	2	1	11	4	<1	<1
Kaskasi	2	10	1	<1	6	2	0	<1
Veja Mate	2	22	3	<1	7	4	<1	<1
Albatros	<1	5	<1	<1	3	<1	0	<1
N-9.1	2	35	3	<1	8	4	<1	<1
N-9.2	2	27	3	<1	8	4	<1	<1
N-10.1	2	14	3	<1	11	4	0	<1
N-10.2	2	11	2	<1	5	3	<1	<1
N-13-3	2	32	2	<1	6	4	<1	<1
N-9.3	2	37	3	<1	8	4	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
N-9.4	2	28	3	<1	8	4	<1	<1
Horns Rev 1	4	11	1	<1	6	4	0	<1
Horns Rev 2	5	12	3	2	12	10	0	<1
Horns Rev 3	4	8	2	1	5	4	0	<1
Thor - 2020 Tender	5	14	3	0	7	5	0	<1
Vesterhav Nord Syd	0	9	0	<1	0	0	0	0
Dudgeon	3	2	1	<1	4	2	<1	<1
Greater Gabbard	4	17	6	<1	21	8	<1	<1
Gunfleet Sands	2	6	2	<1	6	3	0	<1
Dogger Bank B	5	5	1	<1	5	1	<1	<1
Humber Gateway	5	10	1	1	19	6	0	<1
Inner Dowsing	1	<1	<1	<1	5	2	<1	<1
Kentish Flats	1	3	1	<1	4	1	0	<1
Lincs	4	1	2	<1	14	5	<1	<1
London Array	6	25	7	<1	20	6	<1	<1
Lynn	1	<1	<1	<1	4	2	<1	<1
Race Bank	5	<1	2	0	10	2	<1	<1
Dogger Bank C	5	7	2	<1	8	4	<1	<1
Sofia	5	13	2	<1	8	3	<1	<1
Hornsea Project Four	3	12	<1	<1	14	4	<1	<1
Hornsea Project Three	6	37	3	<1	11	3	<1	<1
Hornsea Project Two	5	15	2	<1	20	4	<1	<1
Scroby Sands	1	9	<1	0	5	3	<1	<1
Sheringham Shoal	4	<1	2	0	8	4	<1	<1
Teesside	2	5	<1	2	7	2	<1	<1
Thanet	3	19	4	<1	14	4	<1	<1
East Anglia Hub - ONE North	2	15	2	0	6	2	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	2	2	<1	<1	6	<1	0	<1
Triton Knoll	6	5	1	<1	16	5	<1	<1
Westermost Rough	2	10	<1	<1	8	3	0	<1
East Anglia Hub - TWO	2	8	2	0	7	2	<1	<1
Scottish SMP - E3	4	8	<1	<1	21	6	<1	<1
Moray East	5	44	<1	0	41	18	<1	<1
Seagreen	5	6	<1	0	19	3	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	2	2	<1	0	4	1	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Race Bank Extension	3	<1	<1	<1	7	2	<1	<1
Dudgeon Extension	10	5	3	<1	20	6	<1	<1
Sheringham Shoal Extension	1	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	8	<1	<1	2	<1	<1	<1
North Falls	1	8	2	<1	4	1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	<1	<1	<1	2	1	<1	<1
Seagreen 1A	2	2	<1	0	6	<1	0	<1
Beatrice	4	23	<1	0	20	7	<1	<1
Inch Cape	9	11	<1	<1	54	17	<1	<1
Neart na Gaoithe	3	5	<1	<1	17	1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	2	<1	<1	2	<1	0	<1
Galloper	1	12	2	<1	7	2	<1	<1
East Anglia ONE	3	19	7	<1	24	17	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	3	33	3	<1	9	3	<1	<1
Norfolk Vanguard	6	48	4	<1	5	1	<1	<1
Norfolk Boreas	9	87	12	<1	31	26	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	<1	<1	<1	1	<1	0	<1
Berwick Bank	9	8	<1	0	55	12	<1	<1
Marr Bank	9	9	<1	0	48	10	<1	<1
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	0	3	<1	<1	<1
Moray West	6	41	<1	0	27	11	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	5	4	2	<1	4	1	<1	<1
Hornsea Project One	5	18	2	<1	23	5	<1	<1

Tabel IV.2 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de laatste zeven soorten.*

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Borssele I + II	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele III + IV	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Gemini	20	4	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	1	3	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (noord) V	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Belwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norther	2	2	<1	<1	<1	<1	1
Rentel	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nobelwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
Alpha Ventus	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DanTysk	2	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 3	3	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Amrumbank West	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4
Nordsee Ost	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Meerwind Süd Ost	0	0	<1	<1	<1	<1	2
Butendiek	<1	<1	<1	<1	<1	<1	7
Global Tech I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Gode Wind 3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hohe See	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sandbank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Gode Wind 1 and 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
EnBW He Dreiht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordergründe	0	0	<1	<1	<1	<1	1
Riffgat	1	1	<1	<1	<1	<1	<1
BARD Offshore 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Merkur	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Trianel Windpark Borkum I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordsee One	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-7.2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-8.4	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Borkum Riffgrund 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Kaskasi	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
Veja Mate	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Albatros	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.2	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-13-3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Horns Rev 1	3	<1	<1	<1	<1	<1	9
Horns Rev 2	8	<1	<1	<1	<1	<1	13

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Horns Rev 3	1	<1	<1	<1	<1	<1	5
Thor - 2020 Tender	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Vesterhav Nord Syd	<1	0	0	0	0	0	0
Dudgeon	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Greater Gabbard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Gunfleet Sands	<1	1	<1	<1	<1	<1	1
Dogger Bank B	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Humber Gateway	16	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Inner Dowsing	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lincs	5	1	<1	<1	<1	<1	<1
London Array	<1	3	<1	<1	<1	<1	2
Lynn	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank C	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Sofia	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project Four	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Three	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Two	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Scroby Sands	<1	4	<1	<1	<1	<1	4
Sheringham Shoal	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Teesside	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Thanet	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
East Anglia Hub - ONE North	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Triton Knoll	8	1	<1	<1	<1	<1	<1
Westermost Rough	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia Hub - TWO	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Scottish SMP - E3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Moray East	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Seagreen	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dudgeon Extension	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Sheringham Shoal Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
North Falls	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Seagreen 1A	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Beatrice	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Inch Cape	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Neart na Gaoithe	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Galloper	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia ONE	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Vanguard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Boreas	2	0	<1	<1	2	<1	1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Berwick Bank	<1	1	<1	<1	<1	<1	0
Marr Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Moray West	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project One	<1	0	<1	<1	<1	<1	0

Bijlage 8
Passende Beoordeling



Passende Beoordeling

Kavel Gamma windenergiegebied IJmuiden Ver

Ministerie van Klimaat en Groene Groei

722183 | Definitief

20-9-2024



Pondera

Hoofdvestiging Nederland
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
088 – pondera (088-7663372)
info@ponderaconsult.com

Postadres
Postbus 919
6800 AX Arnhem

Vestiging South East Asia
Jl. Mampang Prapatan XV no 18
Mampang
Jakarta Selatan 12790
Indonesia

Vestiging North East Asia
Suite 1718, Officia Building 92
Saemunan-ro, Jongno-gu
Seoul Province
Republic of Korea

Colofon

Soort document
Passende Beoordeling

Projectnaam
Kavel Gamma windenergiegebied IJmuiden Ver

Versienummer
Definitief

Datum
20-9-2024

Project nummer
722183

Opdrachtgever
Ministerie van Klimaat en Groene Groei

Auteurs
Joost Sissingh, Maarten Sosef, Abel Gyimesi, Floor Heinis

Nagekeken door
Sergej van de Bilt

Disclaimer
In het onderzoek is gebruik gemaakt van algemeen geaccepteerde uitgangspunten, modellen en informatie die ten tijde van het opstellen van dit rapport ter beschikking stonden. Aanpassingen in de uitgangspunten, modellen of gebruikte gegevens kunnen leiden tot andere uitkomsten. De aard en de nauwkeurigheid van de gebruikte gegevens voor het onderzoek bepalen in belangrijke mate de nauwkeurigheid en de onzekerheden van de berekende uitkomsten. Pondera is niet aansprakelijk voor gederfde inkomsten of schade die wordt geleden door opdrachtgever(s) en/of derden uit conclusies die gebaseerd zijn op gegevens die niet van Pondera afkomstig zijn. Deze rapportage is opgesteld met de intentie dat deze alleen gebruikt wordt door de opdrachtgever en slechts voor het doel waarvoor de rapportage is opgesteld. Er mag geen beroep worden gedaan op de informatie uit deze rapportage voor andere doeleinden zonder schriftelijke toestemming van Pondera. Pondera is niet verantwoordelijk voor de consequenties die kunnen voortvloeien uit het oneigenlijk gebruik van de rapportage. De verantwoordelijkheid voor het gebruik van (de analyse, resultaten en bevindingen in) de rapportage blijft bij de opdrachtgever. De Rechtsverhouding opdrachtgevers – architect, ingenieur en adviseur conform DNR 2011 is te allen tijde van toepassing.

EIK ISO 9001:2015 gecertificeerd

Inhoudsopgave

1 Inleiding 1
1.1 Aanleiding 1
1.2 Achtergrond 1
1.3 Leeswijzer 3

2 Beleid en wetgeving 4
2.1 Wet windenergie op zee 4
2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Omgevingswet 4
2.3 Natuurnetwerk Nederland 6
2.4 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving 7

3 Voorgenomen activiteit 8
3.1 Uitgangspunten voor het windpark 8
3.2 Bandbreedte benadering 8
3.3 Voorkeursalternatief (VKA) 10

4 Afbakening 14
4.1 Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep 14
4.2 Ingreep- effectrelaties per fase 22
4.3 Vogels 26
4.4 Zeezoogdieren 27
4.5 Natura 2000-gebieden 27

5 Huidige situatie 30
5.1 Vogels 30
5.2 Zeezoogdieren 33

6 Effectanalyse 47
6.1 Vogels 47
6.2 Zeezoogdieren 57

7 Stikstofdepositie 78
8 Cumulatie 80
8.1 Vogels 80
8.2 Zeezoogdieren 84

9 Literatuurllijst 95

Bijlage 1

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's, Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. In 2022 heeft de Minister voor Klimaat en Energie de doelstelling voor wind op zee verhoogd tot een vermogen van 21 GW. In de aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 is opgenomen welke (delen van de) nieuwe windenergiegebieden wanneer ontwikkeld worden. Het gaat hierbij om de windenergiegebieden IJmuiden Ver (noord), Hollandse Kust (west) kavel VIII, Nederwiek, Lagelander en Doordewind, welke zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027.

Om deze doelstellingen in 2030 te halen, moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Energie kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op. Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Natuur en Stikstof (artikel 3, lid 1 Wwoz).

Passende beoordeling (PB)

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat is uitgevoerd (Prins et al, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling hiervan conform de wettelijke vereisten voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Achtergrond

Een PB houdt volgens het Europese Hof van Justitie in dat de beste wetenschappelijke kennis ter zake gebruikt moet worden om alle aspecten van de activiteit die op zichzelf of in combinatie met andere activiteiten effecten kunnen hebben (cumulatie), in beeld te brengen, in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen behorende bij Natura 2000-gebieden (ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44). Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden (onderzoeksplicht). Het Hof geeft aan dat de vereiste zekerheid eruit bestaat, dat er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn. Bovendien blijkt uit de overwegingen van het Hof dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag.

1.2.1 Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee

In 2008 heeft Deltares het rapport 'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms' (Prins et al. 2008) geschreven als handreiking voor het opstellen van Passende Beoordelingen van windparken op zee. Dit rapport gaf een algemene beschrijving van de mogelijke effecten van de aanleg en aanwezigheid van offshore windparken op Natura 2000 (N2000)-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het bepalen van de effecten op deze N2000-waarden.

1.2.2 Update Framework Appropriate Assessment

In de jaren na de vergunningverlening van de zogenaamde ‘Tweede ronde windparken’ is nader onderzoek verricht in binnen- en buitenland naar de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windparken op zee. Naar aanleiding hiervan zijn rapportages opgesteld over de voortgang van kennis op dit gebied (Boon et al, 2012) en is aangegeven hoe deze kennis dient te worden gebruikt in de eventuele aanpassingen van methoden en technieken voor de inschatting van voornoemde effecten in passende beoordelingen (Boon et al. 2012), een update van de eerder opgestelde Handreiking voor het opstellen van passende beoordelingen voor windparken op zee (Prins et al. 2008).

Er is besloten om de update (Boon et al, 2012) te concentreren op de methoden om effecten kwantitatief in te schatten. De resultaten van het shortlistonderzoek, van relevante en openbare studies in de twee offshore windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amalia Windpark (PAWP) en van relevante internationale studies, zijn gebruikt voor deze update. Het update rapport moet worden gezien als een aanvulling op het Framework Appropriate Assessments uit 2008, de Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee.

1.2.3 KEC

Volgens het Nationaal Waterplan 2016-2021 en bijbehorende Beleidsnota Noordzee 2016-2021 moeten ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten, voor windenergie op zee worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie. Aan de hand van dat toetsingskader wordt beoordeeld of uitgesloten kan worden dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken, ongewenste effecten op de ecologie zal hebben. Dat toetsingskader wordt het ‘Kader Ecologie en Cumulatie’ (KEC) genoemd. Het KEC is in 2021/2022 (versie 4.0) op basis van de laatste inzichten herzien[1]. Dit kader is waar relevant ook gehanteerd bij de onderhavige PB. Voor het overige wordt in de PB de toets uitgevoerd op basis van effecten van de aangevraagde activiteit op instandhoudingsdoelstelling van N2000-gebieden.

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

[1] Zie www.noordzeeloket.nl/functies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de voor dit project gehanteerde procedure voor een PB. In hoofdstuk 3 wordt een beknopte beschrijving van de voorgenomen ingreep gegeven. Hoofdstuk 4 beschrijft de afbakening van deze PB; op basis van de ingreep-effectrelaties wordt een overzicht gegeven van de Natura 2000-gebieden en soorten die mogelijk effecten ondervinden. De huidige situatie van de in de PB meegenomen soorten wordt weergegeven in hoofdstuk 5. Een beschrijving van de gehanteerde methodologie en de effectenanalyse wordt gegeven in hoofdstuk 6, alsmede de samenvattende beoordeling van elk van de relevante Natura 2000-gebieden. Hoofdstuk 7 gaat specifiek in op het effect van stikstofdepositie als gevolg van de komst van windturbines. Hoofdstuk 8 geeft tot slot cumulatieve effecten met andere plannen en projecten weer.

2 Beleid en wetgeving

2.1 Wet windenergie op zee

Het kavelbesluit behelst tevens de beoordeling van de natuuraspecten. Dit betekent dat geen afzonderlijke omgevingsvergunning Natura 2000-activiteit ingevolge de Omgevingswet (Ow) is vereist voor windparken op zee, waarvoor een kavelbesluit wordt genomen. In het kavelbesluit worden op basis van onderzoek zo nodig voorschriften ten behoeve van de bescherming van specifieke natuurwaarden opgenomen.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee (Wwoz) geeft aan dat de projecten die vallen onder het kavelbesluit de verbodsbepaling van artikel 5.1, lid 1 onder e van de Ow niet van toepassing is. Echter, indien die Natura 2000-activiteiten afzonderlijk of in combinatie met andere handelingen de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen, dient wel gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikelen 16.53c, 5.18 en 16.6 van de Ow voordat een kavelbesluit kan worden genomen (onder andere het opstellen van een PB).

Op het tijdstip waarop het kavelbesluit wordt vastgesteld, is nog onbekend door wie het windpark zal worden gerealiseerd en welke materialen en technieken zullen worden gebruikt. Het kavelbesluit zal een bandbreedte aan mogelijkheden (bijvoorbeeld minimale en maximale turbine-afmetingen, aantal turbines, type en kenmerken van funderingen etc.) vastleggen waarbinnen de toekomstige ontwikkelaar zal moeten blijven. De Minister van Klimaat en Energie stelt in het kader van het kavelbesluit de PB op voor de gevolgen van de bouw-, exploitatie en verwijdering van het windpark voor Natura 2000-gebieden.

Door in voorliggende PB de gevolgen van de uiterste varianten binnen de bandbreedte voor de natuur te onderzoeken (worst case benadering), kan worden aangetoond dat de effecten van alle mogelijke invullingen van het windpark varianten tussen deze uitersten liggen. Hierdoor hoeft de houder van een vergunning voor het bouwen, exploiteren en afbreken van een windpark in de kavel geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Ow aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw, de wijze van exploitatie van het windpark en het afbreken daarvan) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

Wanneer de Minister van Klimaat en Energie op grond van de PB niet met zekerheid kan vaststellen dat de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden niet door het windpark zullen worden aangetast, kan hij toch het kavelbesluit vaststellen, indien wordt voldaan aan de volgende voorwaarden: er zijn geen alternatieve oplossingen, het project is nodig om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van reden van sociale of economische aard en er worden de nodige compenserende maatregelen getroffen om te waarborgen dat de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard blijft. Deze voorwaarden volgen uit artikel 7.197h, lid d van de Omgevingsregeling.. De te treffen compenserende maatregelen maken in dat geval deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Omgevingswet

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Deze is geïmplementeerd in de Omgevingswet (Ow), die voor wat betreft kavelbesluiten, is geïncorporeerd in de Wet windenergie op zee.

De aanwijzingsbesluiten voor de relevante Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de gebiedstoetsing relevante instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen. Hoewel de bij dit project betrokken speciale beschermingszones nog niet allemaal definitief zijn aangewezen, zijn ze op basis van hun aanmelding op grond van de Habitatrichtlijn wel beschermd. Enkele voor deze PB relevante gebieden, namelijk Bruine Bank, Noordzeekustzone, Vlakte van de Raan, Doggersbank, Klaverbank, Friese Front en de Voordelta, zijn inmiddels definitief aangewezen.

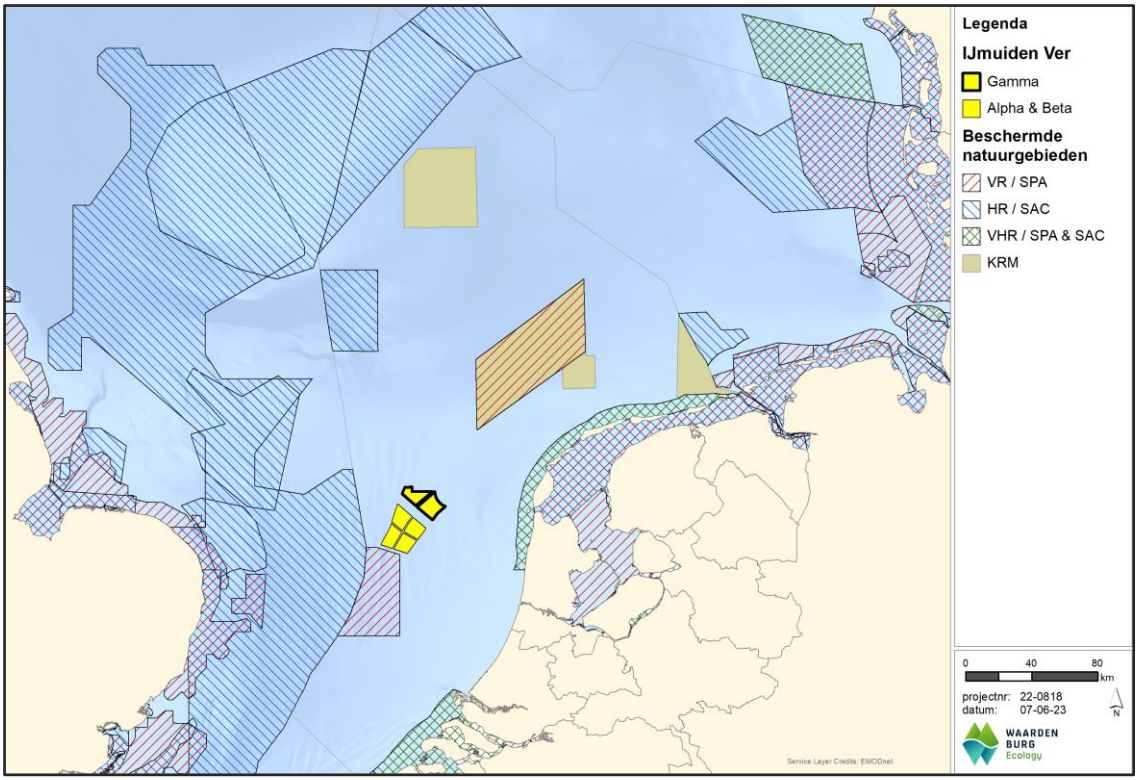
Met name enkele Natura 2000-gebieden in zee die zijn aangemeld onder de Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn zijn van belang voor deze PB vanwege externe werking. Denk daarbij aan onderwatergeluid dat een effect heeft op in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren en verstoring en aanvaring van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels die in of nabij het windpark vliegen. Kavel Gamma ligt namelijk zelf geheel buiten Natura 2000-gebieden. Het gaat hier om de gebieden Noordzeekustzone, Vlakte van de Raan, Waddenzee, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeftinghe, Doggersbank, Klaverbank, Bruine Bank en het Friese Front.

Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden), vogels (o.a. voor zeekoeten) en diadrome vissen (zoals prikken, elft en fint).

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden (Vogelrichtlijn- en/of Habitatrichtlijn (VHR) gebied).

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk drie aspecten van groot belang: mogelijk rechtstreekse aantasting, externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan weliswaar buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten daarvan zich binnen dat gebied openbaren. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de verstorende werking (schrikeffect) voor soorten tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich tijdens het foerageren buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment van de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast of wanneer verbeterdoelen niet kunnen worden gehaald. De effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn meestal dergelijke externe effecten. De soorten die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland. De trechtering van mogelijke effecten wordt uitgevoerd in hoofdstuk 4.

Figuur 2.1 Overzicht van de locatie van het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma en offshore Natura 2000-gebieden. VR = Natura 2000-Vogelrichtlijngebied, SPA = Special Protection Area (beschermde gebieden in het Verenigd Koninkrijk equivalent aan de EU VR-gebieden), HR = Natura 2000-Habitatrichtlijngebied, SAC = Special Area of Conservation (beschermde gebieden in het Verenigd Koninkrijk equivalent aan de EU HR-gebieden), VHR = zowel Vogel- als Habitatrichtlijngebied, KRM = gebieden van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (uit Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023) welke als bijlage 4 bij het MER is opgenomen).



De cumulatie van effecten van andere plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat dient te worden meegenomen in de toetsing. Ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief dient in deze context te worden beschouwd. Dit vindt plaats in hoofdstuk 8.

2.3 Natuurnetwerk Nederland

In Nederland is het Natuurnetwerk Nederland (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie

van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Ow wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden of beschermde natuurgebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijkerwijs in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de staat van instandhouding zou kunnen worden aangetast door het geplande windpark, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen. Met andere woorden: indien uit deze PB blijkt dat ook in een buitenlands Natura 2000-gebied natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, dan dient de Minister voor Klimaat en Energie als het bevoegd gezag dit in zijn overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen. In paragraaf 4.5 en hoofdstuk 5 worden de voor deze Passende Beoordeling relevante buitenlandse beschermde natuurgebieden beschreven.

3 Voorgenomen activiteit

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel Gamma in het windenergiegebied IJmuiden Ver, gelegen op ca. 63 kilometer vanaf de Noord-Hollandse kust. In kavel Gamma wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en na de duur van de vergunning weer verwijderd. De verwachte ingebruikname is in 2029 en de aanleg vindt plaats in de jaren daarvoor en is afhankelijk van degene die het windpark gaat aanleggen.

De kavel die in Figuur 3.1 is afgebeeld is uitgangspunt geweest voor de effectbepaling in het MER en voor deze PB. De effecten die in deze PB zijn beschreven vormen een worstcase.

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een offshore hoogspanningsstation (offshore high voltage station - OHVS) dat via een tweetal exportkabels naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. De OHVS, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd en daarvoor is een separate milieueffectrapportage doorlopen, inclusief PB[2]. De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt daarom buiten de scope van deze PB.

3.2 Bandbreedte benadering

Kavel Gamma binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In Kader 3.1 staat kort een uitleg van de bandbreedtebenadering en de te beschouwen alternatieven.

Kader 3.1 Bandbreedte

Bandbreedte

Door kavels uit te geven waarbinnen verschillende windturbineopstellingen en –types en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan deze PB. Normaliter wordt het voorkeursalternatief onderzocht op mogelijke effecten.

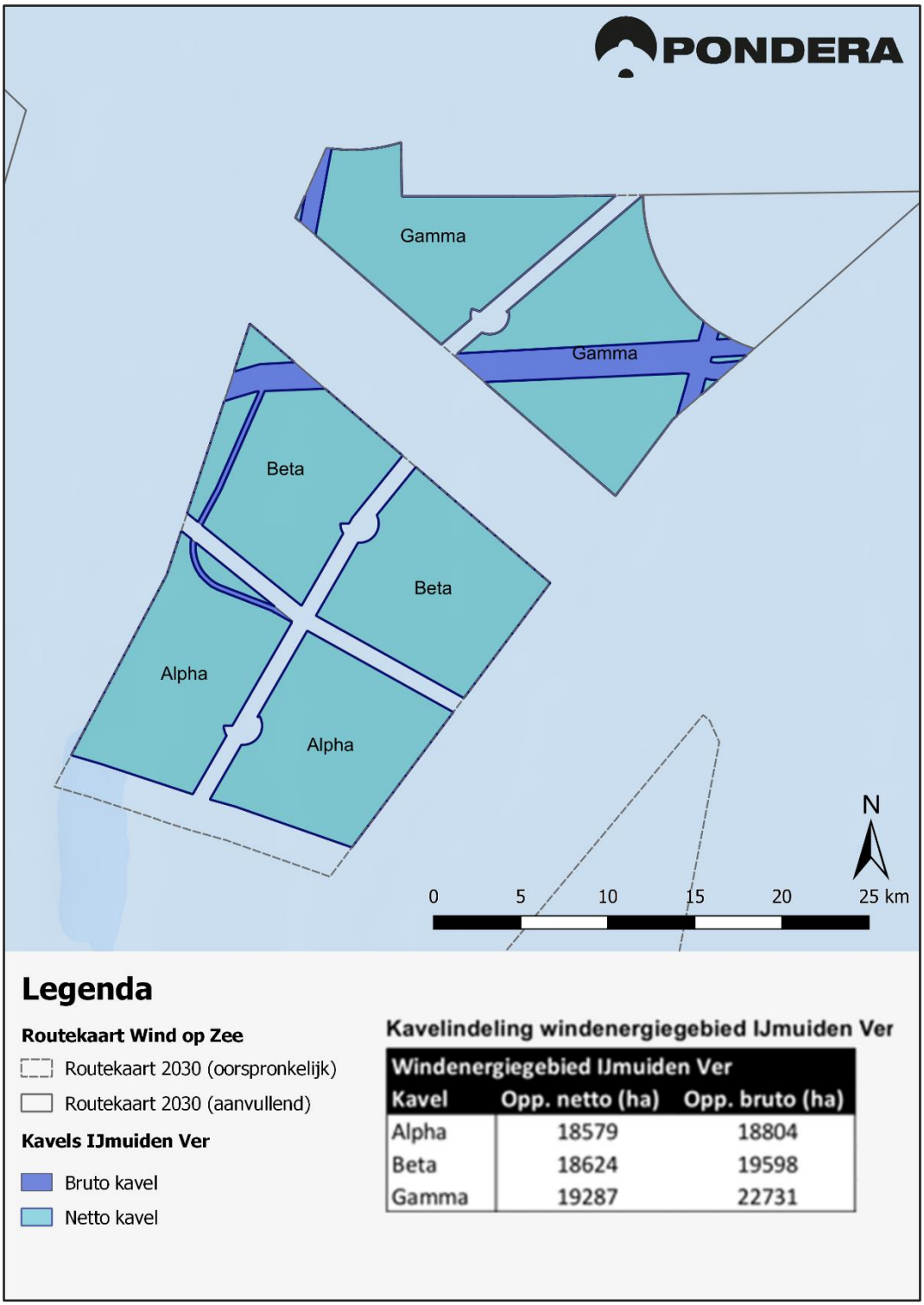
Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst case benadering: als de worst case situatie voor mogelijke effecten toelaatbaar is, dan zijn alle andere opstellingen die daarbinnen blijven eveneens mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. Bij het onderzoek is hiermee rekening gehouden door meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken.

[2] Zie https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/noz-ijmuiden-ver-gamma. De betreffende besluiten zijn op zaterdag 5 augustus 2023 onherroepelijk geworden.

Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling



3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB heeft betrekking op het voorkeursalternatief (VKA) zoals dat in het MER onderzocht wordt (hoofdstuk 12). Het VKA bestaat uit een voorkeursbandbreedte (en voorkeursligging van de kavel) in combinatie met verplichte mitigerende maatregelen.

De mitigerende maatregelen betreffen de maatregelen die op grond van het bestaande beleid (KEC en eerder genomen kavelbesluiten) zeker worden verbonden aan het kavelbesluit van kavel Gamma IJmuiden Ver (zie ook paragraaf 12.6 in het MER). Deze maatregelen dienen daadwerkelijk te worden genomen en hebben betrekking op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en stikstofgevoelige habitattypen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen die in het kavelbesluit bindend zullen worden voorgeschreven:

- Stilstandsvoorziening bij het constateren van massale vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden.
- Verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen (op basis van Boonman & Japink 2022.

Hoewel het zeker is dat de bovengenoemde twee maatregelen voor trekvogels en vleermuizen bindend worden voorgeschreven in een kavelbesluit, is de mitigerende werking ervan in deze Passende beoordeling niet betrokken in de effectbeoordeling.

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren) die worden genomen:

- De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 of 164 db re 1μPa^2s op 750 meter van de geluidsbron. Hiervoor zal bij de bouw van het windpark gebruik moeten worden gemaakt van een combinatie van mitigerende maatregelen. Er zijn dus twee maximale waardes doorgerekend en de keuze welke waarde wordt gehanteerd wordt in het kavelbesluit onderbouwd en zijn in deze PB beide beschouwd op effecten. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel bezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het VKA. In het kader van deze PB wordt de toepassing van deze mogelijke twee geluidsnormen als onderdeel van het VKA beschouwd.

Naast de geluidsnormering dient gebruik gemaakt te worden van een ‘soft start’ procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage hei-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen). Dit is het geval wanneer de fundatie wordt geheid. Indien wordt gekozen voor een funderingstechniek waarbij geen sprake is van impulsgeluid maar van continugeluid (zoals intrillen), dan zal de vergunninghouder aan moeten tonen dat het aantal bruinvisverstoringsdagen niet meer is dan in geval van heien.

Mitigerende maatregelen m.b.t. stikstofgevoelige habitattypen

- Het tijdens de gehele projectduur (aanleg, exploitatie en sloop) reduceren van de stikstofemissie op een zodanige wijze dat maximaal 0,00 mol N/ha/jaar depositie optreedt op stikstofgevoelige habitattypen.

In Tabel 3.1 is de bandbreedte weergegeven die (in combinatie met de bovengenoemde mitigerende maatregelen) geldt voor het voorkeursalternatief.

Tabel 3.1 Bandbreedte voor kavel Gamma

Onderwerp	**Bandbreedte**
Totaal opgesteld vermogen kavel	2,0 – 2,3 GW
Maximaal aantal turbines	153
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Maximaal rotoroppervlak[3]	7.081.150 m2
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket, drijvende fundering
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	Twee normen voor onderwatergeluid: • 160 dB re 1 μPa^{2}s SELss op 750 meter van de geluidsbron • 164 dB re 1 μPa^{2}s SELss op 750 meter van de geluidsbron
Maximaal geluidniveau (in geval van andere funderingstechniek dan heien)	Te bepalen norm voor continu geluid met vergelijkbaar beschermingsniveau als 160 dB μP2s SELss (op 750 meter van de geluidsbron)
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

In het MER is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke worst case en best case situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat. De worst case situatie kan voor vogels en vleermuizen en voor zeezoogdieren anders zijn. In de PB is de worst case situatie als uitgangspunt genomen zodat de maximale effecten zijn bepaald die zich binnen het voorkeursalternatief (bestaande uit de voorkeursbandbreedte en de geluidsbeperkende maatregelen) voor kunnen doen. Voor vogels is de worst case situatie de opstelling met het grootste aantal turbines (153 x 15 MW) per kavel. Voor zeezoogdieren zijn in de PB beide uitersten van de bandbreedte voor wat betreft aantal turbines onderzocht, omdat op voorhand niet zeker is welke van de twee de worst case is, zie Tabel 3.2.

[3] Maximale rotoroppervlakte is gebaseerd op 115 turbines met rotordiameter van 280 m

Tabel 3.2 Worst case en best case binnen de voorkeursbandbreedte. Op voorhand is niet te zeggen welke situatie worst of best case is voor onderwaterleven.

Milieuaspect	Bandbreedte per kavel	
Vogels en vleermuizen	Alternatief (Worst case) 153 x 15 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m	Alternatief (Best case) 100 x 20 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m
Onderwaterleven	153 x 15 MW turbines 1 turbinelocatie per dag	100 x 20 MW turbines 1 turbinelocatie per dag

Voor het bepalen van de effecten van stikstofdepositie is de emissie bepaald van de activiteiten voor de aanleg van het windpark in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. Welke activiteiten dat zijn en welke uitgangspunten daarbij worden gehanteerd, wordt inzichtelijk gemaakt in hoofdstuk 7.

4 Afbakening

4.1 Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep

Uit de Handreiking (Prins et al. (2008) en update (Boon 2012)) blijkt dat er op bepaalde soort(groep)en die bescherming genieten binnen Natura 2000-gebieden op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing. Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd, maar waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen bijvoorbeeld vleermuizen op de Noordzee voorkomen.

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark hebben op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats binnen Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking (Prins et al. 2008, en update (Boon 2012)) aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de windparken tijdens de exploitatiefase. Ook gaat het om de effecten van stikstofemissie tijdens de gehele projectduur. Stikstof wordt verder apart in hoofdstuk 7 behandeld.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 4.1 Ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	**Mogelijke effecten**	**Soortgroepen**						
Aanlegfase		**Fyto-plankton**	**Bodem-fauna**	**Vleer-muizen**	**Vissen & vislarven**	**Zeezoogdieren**	**Vogels**	**Habitattypen**
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
	Geluid/trillingen		X		X	X	X	
Aanleg kabels	Ruimtebeslag		X		X			
	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
Scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Exploitatiefase								
Aanwezigheid	Aanvaringsrisico			X			X	
Windturbines	Geluid/trillingen				X	X		
	Ruimtebeslag					X	X	
	Hard substraat		X		X		X	
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden		X		X	X		
Scheepvaart (onderhoud)	Geluid/trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Verbod scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X		
	Verbod visserij		X		X	X	X	
Verwijderingsfase								

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen						
Verwijderen	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
Funderingen	Geluid/trillingen				X	X	X	
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
Scheepvaart	Geluid/trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X

X = de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn.

Leeswijzer

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (paragraaf 4.1). Daarbij wordt nog niet uitgegaan van mitigerende maatregelen, voor het beperken van hei-geluid hetgeen in paragraaf 6.2 aan de orde komt. Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (paragraaf 4.1.1 tot en met 4.1.6). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000-habitattypen zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroeifuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton

De met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken hebben geen significante effecten op fytoplankton in de Noordzee als het gaat om geluid tijden het heien van fundaties. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee (ter indicatie: oppervlak van kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver betreft 227 km^2 op een totaal NCP van 57.000 km^2, hetgeen neerkomt op 0,4%). Effecten op fytoplankton als gevolg van de aanlegwerkzaamheden zijn bovendien van tijdelijke aard, namelijk tijdens de aanleg van het windpark. Zeker is dat de effecten op fytoplankton niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de relatie te indirect is en de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op effecten voor fytoplankton als gevolg van aanlegwerkzaamheden. Wel is er voortschrijdend inzicht dat als gevolg van windparken op de Noordzee er effecten mogelijk zijn door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie (Boon et al. 2019; Zijl et al. 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen, zoals op algenbloei en fytoplanktonhoeveelheden en daarmee op de draagkracht van de Natura 2000-gebieden voor de daarvan afhankelijke soorten. De onderzoekers benadrukken echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over wat er in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom ook geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Lopende studies, ook in het kader van KEC[4], moeten in de toekomst

[4] https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/ecosysteemonderzoek/

meer kennis genereren. In de tussentijd zal het noodzakelijk zijn om deze effecten grondig te monitoren, onder andere in het Wind op zee ecologisch programma (Wozep).

4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna

Directe effecten

De met de ingreep gepaard gaande bodemberoering heeft geen significante effecten op bodemdieren van de Noordzee. De totale oppervlakte aan verstoorde bodem is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de Noordzee (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 203 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,004% van het NCP). De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is het effect van bodemberoering slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Zeker is dat de effecten op bodemdieren niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

Indirecte effecten

Over indirecte effecten op benthos[5] in de beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn recentelijk modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2019; Zijl et al. 2021). Hetgeen hierover staat genoemd in de paragraaf hiervoor over fytoplankton is ook van toepassing op bodemfauna: modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen, zoals op algenbloei en fytoplanktonhoeveelheden en daarmee op de draagkracht van de Natura 2000-gebieden voor de daarvan afhankelijke soorten. De onderzoekers benadrukken echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn.

4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald et al. 2008, Rydell et al. 2010a).

Vleermuizen in Nederlandse Natura 2000-gebieden

De in Nederland voorkomende soorten Ingekorven vleermuis, Bechsteins vleermuis, vale vleermuis en meervleermuis zijn opgenomen in bijlage II van de Habitatrichtlijn. Voor soorten van bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijendel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. Vanwege mogelijke externe werking is het relevant om nader te bezien wat het effect van een windpark in IJmuiden Ver Gamma betekent. De instandhoudingsdoelstelling voor de meervleermuis voor dit gebied omvat “het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie”. In de toelichting wordt opgemerkt dat de meervleermuis in dit gebied in bunkers overwintert; het betreft momenteel het

[5] Benthos is een verzamelnaam voor alle organismen die leven op of rondom de bodem van zoete en zoute wateren

belangrijkste overwinteringsgebied voor deze soort in Nederland. Voor de soort zijn ook de aanwezige landgoederen van belang, omdat deze fungeren als zomerverblijven.

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op 53 kilometer van de kust (Texel). Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens et al. 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oevers van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet geschikt voor meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (Dld), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen.

De meervleermuis is een soort die migreert over middellange afstand (tot maximaal +/- 500km.). De winterverblijfplaatsen bevinden zich in Nederland hoofdzakelijk in bunkers op de Veluwe en langs de kust van Zuid-Holland en in mergelgroeves in Zuid-Limburg. Verder zijn de dieren in geringe mate in de winter teruggevonden in België, Duitsland en Noord-Frankrijk. Er zijn geen waarnemingen bekend van overwinterende meervleermuizen in Groot-Brittannië. Ook zijn er nooit meervleermuizen gevonden op gas- en olieplatformen op de Noordzee. Migratie van deze soort lijkt daarmee geheel over het land te verlopen en dus zijn geen meervleermuizen in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma te verwachten.

Ten aanzien van de vleermuissoorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Vleermuizen zullen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

Overige vleermuizen vanuit buitenlandse Natura 2000-gebieden

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2015). Deze parken liggen dichter bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen (Lagerveld et al. 2022). Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis (Lagerveld et al. 2021). Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en zijn deze soorten niet voorzien als slachtoffer van het windpark. Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.

Twee vleermuissoorten die wel in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes aan onderzijde van de turbine in plaats van vanuit gonde op wiekhoogtel) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftecijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet

voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee. Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal vleermuisslachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar.

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén et al. 2009, Petersen et al. 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld et al. 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2014a). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden.

Dieren van beide soorten stammen uit een groot areaal dat reikt tot in Oost-Europa. Gezien de geschatte populaties voor landen in Oost-Europa is het aantal slachtoffers van beide soorten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver verwaarloosbaar. Daar komt bij dat het gros van de dieren in Oost-Europa niet zijn gebonden aan Natura 2000-gebieden: beide soorten komen wijd verspreid voor in geschikte biotopen. De instandhoudingsdoelstellingen van 2000-gebieden in het buitenland worden door de ingreep niet aangetast. Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.

Al met al zullen vleermuizen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Verwachte effecten op vissen

De vissoorten fint, elft, zeeprik en rivierprik, waarvoor Natura 2000-Habitatrichtlijngebieden langs de kust aangewezen zijn, zijn allemaal trekvissen. Er is weinig bekend over het voorkomen van beschermde trekvissoorten verder offshore op de Noordzee. Ze kunnen grote afstanden afleggen, maar het is bekend dat de abundantie van bovengenoemde trekvissen dicht bij de kust groter is en afneemt verder offshore (Stelzenmuller et al. 2004, Heessen et al. 2015).

Voor zeeprik en rivierprik is weinig bekend over hun voorkomen op zee. Deze mariene fase brengen zij door als meereizende parasiet op andere vissen. De rivierprik lijkt alleen in de kustzone voor te komen (Heessen et al. 2015, Ravon 2021a) en het is aannemelijk dat deze soort daarmee niet of nauwelijks effecten zal ondervinden van de ontwikkeling van een windpark op 63 kilometer afstand van de kustlijn. De zeeprik wordt ook voornamelijk in de kustzone waargenomen (in adulte stadium) maar kan ook verder op zee voorkomen (Heessen et al. 2015). De soort is niet aangetoond bij de analyse van visstandbemonsteringen nabij windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (zie ook Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023)). Effecten op deze soort zijn dus niet uit te sluiten, maar offshore waarnemingen zijn sporadisch.

Historisch gezien bevonden de belangrijkste paaigebieden van de door Nederland trekkende fint zich in het Duitse deel van de Rijn in grindbedden in de hoofdstroom. De jonge fint verplaatst zich geleidelijk

stroomafwaarts en een deel van de jongen bereikt in het eerste jaar estuariene en mariene habitats, de rest in het tweede jaar. Juveniele en volwassen fint gebruiken riviermondingen, kustgebieden en open zee om te foerageren (Maitland & Hatton-Ellis 2003, Heessen et al. 2015, Ravon 2021b). Verder van de kust vandaan zijn slechts enkele volwassen fint gevangen waarvan de identificatie kon worden bevestigd. Door de grote gelijkenis met de elft is een verkeerde identificatie van fint als elft zeer aannemelijk, vooral bij de kleinere exemplaren. Ondanks de mogelijke onderschatting van de fint, komt deze soort tegenwoordig waarschijnlijk sporadisch voor in de Noordzee, op de kustgebieden na. De soort is niet aangetoond bij de analyse van visstandbemonsteringen nabij windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (zie ook Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023)). Effecten op deze soort zijn dus niet uit te sluiten, maar offshore waarnemingen zijn sporadisch.

Ook de elft wordt over algemeen zelden aangetroffen in de verschillende onderzoeken in het Nederlandse Noordzeegebied. Het vaakst in het DFS (Demersal Fish Survey), en vooral in de Waddenzee en het Dollard-Eems estuarium. In mindere mate wordt hij af en toe gevangen in het Voordelta-gebied, langs de Nederlandse kust en zelden in de meer centrale delen van de Noordzee. Hetzelfde beeld komt naar voren uit het Duitse deel van de Noordzee (Stelzenmüller et al. 2004). Estuaria zijn de belangrijkste habitats voor de larven van de elft. Tijdens het eerste groeiseizoen breiden de foerageergebieden zich geleidelijk uit tot de kustzone en na één jaar zijn de elft uitgegroeid tot ongeveer 10-15 cm (Maitland & Hatton-Ellis 2003). Juvenielen en adulten gebruiken een breder scala aan habitats, van estuaria tot open zee.

De Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan en Borkum Riffgrund hebben voor de fint, elft, zeeprik en rivierprik een functie als leefgebied of doortrekgebied. In theorie kunnen deze trekvissoorten zich over de Noordzee verspreiden en dus mogelijk verstoord worden door de aanleg van windenergiegebied IJmuiden Ver, maar in verhouding tot de totale populatie bevindt zich slechts een klein aandeel van deze soorten verder offshore. De afstand tussen IJmuiden Ver en de genoemde Natura 2000-gebieden is erg groot en daarom zullen de aantallen vissen afkomstig uit Natura 2000-gebieden in de omgeving van IJmuiden Ver klein zijn. Bovendien beperkt het voorkomen van vissen zich tot de adulte fase en niet in de meest kwetsbare ei- of larve fase. Verder is het effect van onderwatergeluid van windparken lokaal van aard en de heigeluiden bij de aanleg van windparken zijn tijdelijk. Dergelijke effecten op een klein aantal vissen zijn verwaarloosbaar op populatieniveau. Hierdoor zijn significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen voor trekvissen in de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan en Borkum Riffgrund uitgesloten. Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze Passende Beoordeling.

Effecten van EMF-velden van kabels

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Recente studies (Snoek et al. 2016, Hutchison et al. 2021b, Hermans & Schilt 2022, Durif et al. 2023) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee hebben uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (EMF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de mantel afgeschermd en is daarmee beperkt waarneembaar voor soorten.

- Het elektromagnetische veld van een inter-array kabel strekt zich meestal enkele meters uit. Deze kabels worden niet standaard ingegraven in de zeebodem, maar soms wel om technische schade te voorkomen.
- Export kabels met een impact zone van 5 nanotesla en hoger kan de EMF uitstralen tot 60 meter van de kleinere OWEZ kabels tot 180 meter bij de grotere IJmuiden Ver kabels. Deze kabels vallen niet onder het MER van IJmuiden Ver Gamma.
- Effectstudies van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn schaars. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met veldsterktes die afwijken van de te verwachten sterktes bij windturbinekabels.
- Het EMF van een windturbinekabel valt binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.
- Er is zodoende overlap tussen de kabelroutes en leefgebied van voor EMF-gevoelige soorten.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. Hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. Stekelrog en kleine rog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. Europese aal, steur en zalmen) (Naisbett-Jones et al 2017, Gill & Desender 2020, Hutchinson et al. 2020, Copping et al. 2021, Albert et al. 2022a). Op basis van de wetenschappelijke literatuur lijkt er zodoende tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren of uit te sluiten (Bochert & Zettler 2006, Leonhard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek et al. 2016, Fey et al. 2019, Albert et al. 2022b).

Tijdens andere experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping et al. 2021). Een studie naar het effect van EMF op larven van de Noorse zandspiering liet geen gedragsverandering zien, al sluit dit niet lange termijn gevolgen van de blootstelling aan EMF uit (Cresci et al 2022a). Een vergelijkbaar onderzoek naar larven van de schelvis liet bij een deel van de larven een afname in zwemsnelheid zien na blootstelling aan magnetische velden (Cresci et al 2022b).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten die zich oriënteren aan de hand van het aardmagnetisch veld. Hiervoor zijn nog geen bewijzen gevonden, al liet een studie in de Baltische zee zien dat de zwemsnelheid van Europese aal afnam bij een 130 kV AC kabel (Öhman et al. 2007, Westerberg et al. 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008, Hermans & Schilt 2022). Veldstudies in de VS toonden aan dat een roggensoort en twee soorten trekvissen de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender 2020, Copping et al. 2021). Als vissen (en/of invertebraten) toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren, dosis-respons-relaties te kwantificeren en lange-termijnblootstelling te onderzoeken.

4.1.5 Verwachte effecten op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vislarven binnen een zekere straal rondom de heipaal zouden sterven, wat na verloop van tijd zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit zou vervolgens kunnen leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren. In de kernopgaven voor de Waddenzee[6] staat dat het gebied tevens dient als 'kraamkamer' voor vis. Een eventuele verminderde aanvoer van vislarven naar de Waddenzee zou dan ook geïnterpreteerd kunnen worden als een mogelijk risico op aantasting van deze kernopgave.

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut et al. 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor geen van de ontwikkelingsstadia werden significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle et al. 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van SELCUM = 206 dB re 1 µPa2s, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heilocatie.
In een ander onderzoek van Debusschere et al. (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heilocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van SELCUM = 222 dB re 1 µPa2s. Popper et al. (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec et al. 2015).

De conclusie die uit het vislarvenonderzoek getrokken kan worden is dat er geen reden is om aan te nemen dat vislarvensterfte ten gevolge van onderwatergeluid dat vrijkomt bij het heien van funderingspalen, tot significante effecten leidt, ook niet in N2000-gebieden. In deze PB wordt daarom verder niet ingegaan op de effecten op vislarven.

[6] Ministerie van LNV, Besluit Natura 2000-gebied Waddenzee, zie: https://www.natura2000.nl/gebieden/friesland/waddenzee/waddenzee-aanwijzing

4.1.6 Verwachte effecten op zeezoogdieren en vogels

In de volgende paragrafen worden per fase de effecten op zeezoogdieren en vogels nader besproken. Tevens vindt er een afbakening plaats van aan de ingreep gerelateerde activiteiten of kenmerken die geen effecten hebben op deze soortgroepen.

4.2 Ingreep- effectrelaties per fase

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanleg van de funderingen, de aanleg van kabels en scheepvaart, zie Tabel 4.2. In de tekst na de tabel is dit verduidelijkt. Effecten als gevolg van stikstofemissie is separaat in hoofdstuk 7 beschreven.

Tabel 4.2 Ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

Activiteiten aanlegfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding
X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van personeel zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden van vogels, vissen, vislarven en zeezoogdieren (zie ook Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023). Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Kavel Gamma bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep (een maximum van 10 scheepsbewegingen per dag is in eerdere PB's en MER-en aangehouden) is dan ook verwaarloosbaar voor het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanleg kabels

Deze PB is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. De kabels die lopen vanaf de kavel naar de kust zijn de verantwoordelijkheid van TenneT en vallen buiten het kavelbesluit en derhalve ook buiten deze PB. De kabels van de windturbines naar een nog te realiseren transformatorstation op zee maken wel onderdeel uit van deze PB. De aanleg van de kabels leidt tot ruimtebeslag en tijdelijk en plaatselijk tot vertroebeling van het zeewater. Deze effecten zijn zeer gering en vinden lokaal plaats. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Directe verstoring of vernietiging van habitattypen en/of structuren in Natura 2000-gebieden is op voorhand uit te sluiten, aangezien de ligging van de windparkkabels niet overlapt met beschermde natuurgebieden. Effecten van de aanleg van het windpark worden uitsluitend op het niveau van individuen verwacht. De totale oppervlakte waar (tegelijk) verstoring en vernietiging plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van benthossoorten in de Noordzee (ter illustratie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 203 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,004 % van het NCP. Voor de kabels tussen de turbines en het transformatorstation wordt aanvullend een oppervlak van circa 310 ha (170 km lengte x 15 m breed + 20%) ontgraven, maar feit blijft dat het een erg gering oppervlak is ten opzichte van het NCP). Bovendien treden eventuele negatieve effecten als gevolg van bodemberoering en vertroebeling van zeewater uitsluitend tijdens de aanlegfase op en zijn dus van tijdelijke aard. Op de lange termijn kan in het windpark de aanleg van nieuw hard substraat (de windturbine, scour protection en kabel bedekking) mogelijk positieve effecten met zich meebrengen, omdat er nieuw leefgebied wordt geïntroduceerd (Degraer et al., 2020).

Aanleg funderingen en uitvoeren surveys

Tijdens de aanleg van de funderingen kunnen heiwerkzaamheden plaatsvinden (worst case), waardoor geluidsgolven geproduceerd worden die onder water tot op grote afstand voor verstoring kunnen zorgen (zie hoofdstuk 6 met contouren relevant voor zeehonden en bruinvissen). Deze verstoring kan zich op verschillende manieren uiten, zoals aangepast gedrag, vluchtgedrag, maar ook als gehoorbeschadiging en fysieke (weefsel)beschadiging (vissen en zeezoogdieren) en op zeer korte afstand van de heilocatie mogelijk tot sterfte van vissen. Ditzelfde geldt voor de geofysische surveys die worden uitgevoerd voorafgaand aan de bouwwerkzaamheden.

Soorten

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente en/of tijdelijke gehoor-drempelverschuivingen van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.4 gaat hier verder op in).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Als gevolg van toegenomen scheepvaart kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens hei-werkzaamheden, waardoor in het ergste geval slechts tijdelijk een zeer beperkt habitatverlies optreedt. Hiervoor is (in paragraaf 4.1.5) vermeld dat uitgesloten kan worden dat door vislarvensterfte significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstorend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het park en het verbod op scheepvaart en dus ook visserijschepen (zie Tabel 4.3). Kavel Gamma zal verboden terrein blijven voor schepen, uitgezonderd ‘bestemmingsverkeer’ van bijvoorbeeld de windparkexploitant of een onderaannemer (zoals vastgelegd in artikel 2.40 van de Omgevingswet).

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0
	Geluid / trillingen	0	X
	Ruimtebeslag	X	X
	Hard substraat	0	0
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	0	0
Scheepvaart t.b.v. onderhoud	Geluid / trillingen	0	0
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0
	Verbod Visserij	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding
X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden. Deze scheepvaart leidt plaatselijk tot verstoring door de aanwezigheid van schepen, geluid en trillingen. Het is nu nog niet bekend vanuit welke havens scheepvaart ten behoeve van onderhoud zal plaatsvinden. Dit scheepvaartverkeer is echter niet van dermate grote schaal dat het ten opzichte van het gebruikelijke verkeer in zeehavens tot grote extra drukte zal leiden. Lokaal kan door scheepvaart verstoring optreden voor vogels, en zeezoogdieren. Kavel Gamma bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

De parkbekabeling veroorzaakt elektrische en magnetische (EMF) velden. De elektrische velden worden door de kabelbescherming tegengehouden, de magnetische velden dringen door tot het omliggende milieu. Vissen kunnen elektrische en magnetische velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Op basis van hetgeen is gesteld in paragraaf 4.1.4 over EMF-velden is de conclusie dat effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden uitgesloten zijn.

Verbod op scheepvaart

Integrale doorvaart van schepen is niet toegestaan in het windenergiegebied en zal alleen toegestaan worden in daartoe aangewezen passages. Met een passage is primair bedoeld de route van A naar B zo kort en efficiënt mogelijk te laten zijn. Er is geen passage voorzien door kavel Gamma. Kavel Gamma zal verboden terrein blijven voor schepen, uitgezonderd ‘bestemmingsverkeer’ van bijvoorbeeld de windparkexploitant of een onderaannemer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van

scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zouden kunnen komen. Het verbod op scheepvaart houdt ook in dat er gedurende de exploitatiefase van het windpark geen bodemberoerende visserij meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Dit kan mogelijk een positief lokaal effect hebben op vissen en zeezoogdieren (zie ook Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023) welke als bijlage 4 bij het MER is opgenomen, maar (positieve) effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen. Deze effecten worden dan ook nader in deze PB beschouwd (paragraaf 6.1).

Bijna alle vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke et al. 2016), waardoor de aanwezigheid van het park kan leiden tot habitatverlies en/of omvlieggedrag (paragraaf 4.3). Tijdens de exploitatie worden er ook geluiden en trillingen geproduceerd door de windturbines, wat een verstorend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al, 2008). In paragraaf 4.4 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan, evenals in paragraaf 6.2).

De windturbines en steenstort rondom de palen zorgen voor hard substraat op de anders zandige bodem van het gebied (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 203 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,004% van het NCP). Hierop kan zich benthische fauna vestigen en er worden schuilplaatsen gecreëerd waar bepaalde vissoorten gebruik van kunnen maken. Enkele vogelsoorten, kunnen vervolgens gericht foerageren op het ‘bewoonde’ harde substraat. Deze effecten zijn echter zeer lokaal en zullen niet doorwerken op Natura 2000-gebieden.

4.2.3 Verwijderingsfase

Over geluidsproductie en andere verstorende effecten tijdens de verwijderingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de verwijdering zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn er nog weinig windparken op zee ontmanteld, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is. Echter is het wel mogelijk lering te halen uit de ontmanteling van boorplatforms. Op basis hiervan kunnen op voorhand maatregelen worden genomen om significante effecten zo veel mogelijk te minimaliseren. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot hetzelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al, 2008).

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de verwijderingsfase

Activiteiten verwijderingsfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Verwijderen kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding
X = mogelijk negatief effect

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (voor meer details zie ook Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023). Hieruit bleek het volgende:

- Effecten als gevolg van aanvaringen, barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel Gamma tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Op basis van foerageerranges blijkt dat IJmuiden Ver alleen bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen uit kolonies die binnen Natura 2000-gebieden liggen en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten als broedvogel zijn geformuleerd (zie paragraaf 5.1.1). Voor broedende kleine mantelmeeuwen worden de effecten in paragraaf 6.1.2 en 8.1.3 beoordeeld.
- Effecten van kavel Gamma als gevolg van aanvaringen op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden zijn niet uit te sluiten. De effecten op deze soorten worden in paragraaf 6.1.1 beoordeeld.
- Onder de zeevogels als niet-broedvogels in Nederlandse Natura 2000-gebieden zijn alleen voor de zwarte zee-eend (51.900 vogels in de Noordzeekustzone), fuut (310 in Waddenzee), eider (26.200 en 90.000-115.000 in respectievelijk Noordzeekustzone en Waddenzee) en aalscholver (610 en 4.200 in respectievelijk Duinen Vlieland en Waddenzee) **kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen** geformuleerd. Onder deze vier soorten worden echter geen slachtoffers verwacht in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Tabel 6.1). Significant negatieve effecten voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Waddenzee en Duinen Vlieland worden voor deze soorten daarom uitgesloten. In de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone geldt verder een kwalitatieve instandhoudingsdoelstelling (‘behoud’) voor de dwergmeeuw. Onder de overige soorten zeevogels zijn in Nederland twee offshore-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels: de Bruine Bank voor de jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk en het Friese Front voor de zeekoet. Voor deze soorten worden de effecten in paragraaf 6.1.1 en 8.1.2 beoordeeld.
- Effecten als gevolg van habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden zijn op basis van verstoringsafstanden uit te sluiten. Dit geldt voor het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank waarin instandhoudingsdoelstellingen gelden voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk. De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor kavel Gamma circa 28 km. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 meter zodat er geen overlap plaatsvindt tussen verstoord gebied vanwege kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Voor deze soorten zijn significant negatieve effecten van kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver als gevolg van direct habitatverlies uit te sluiten.
- Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Effecten als gevolg van barrièrewerking op bovenstaande niet-broedvogels op instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden zijn daarom wel uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.
- Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel Gamma vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel

uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verderop uitgewerkt in deze PB (zie paragraaf 6.1.3 en paragraaf 8.1.4).

- Aangezien niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties trekvogels behoren, worden niet alle gebieden waarvandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn besproken, maar worden de acht meest kritische soorten (Potiek et al. 2022b) getoetst aan de hand van populatiemodellen. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt. De onderbouwing hiervan wordt verderop uitgewerkt in deze PB (zie paragraaf 6.1.3 en 8.1.4).
- Effecten op trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoens-trek door kavel Gamma vliegen, als gevolg van barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten zijn uit te sluiten (zie ook bijlage 4 van het MER voor een nadere toelichting). In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Deze effecten worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.

4.4 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren, zoals zeehonden en bruinvissen, kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging, habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis (Phocoena phocoena), grijze zeehond (Halichoerus grypus), en gewone zeehond (Phoca vitulina). In deze PB wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten (zie bijlage 5 van het MER met het achtergrondrapport over zeezoogdieren).

4.5 Natura 2000-gebieden

4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels

In hoofdstuk 5 wordt de afbakening gegeven van welke broedvogels (kolonievogels) en niet-broedvogels de effecten van de voorgenomen ingreep moeten worden beoordeeld. Voor deze soorten worden ook de relevante Natura 2000-gebieden besproken waarvoor deze soorten zijn aangewezen. Daarnaast worden ook enkele relevante buitenlandse Natura 2000-gebieden meegenomen.

Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Er is gekeken naar welke broedvogelsoorten terecht kunnen komen in kavel Gamma op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange. Het gaat dan om de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland, Waddenzee en het Britse Special Protection Area Flamborough and Filey Coast. Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kan komen of slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten (zoals de Noordzeekustzone). Dit geldt bijvoorbeeld voor de Duitse vogelrichtlijn-gebieden Helgoland en Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Küstengebiete.

Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Behandeld worden 'Vogelrichtlijngebieden' die liggen in de Nederlandse Noordzee en die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor vogels, te weten Bruine Bank en Friese Front. Nederlandse Natura 2000-gebieden langs de kust zijn veelal aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn effecten op voorhand uitgesloten en deze gebieden worden daarom ook niet behandeld. Hiervan zijn de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone een uitzondering, omdat hier een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling ('behoud') geldt voor de dwergmeeuw (beide gebieden) en de grote stern (Voordelta). Om die reden worden deze gebieden hierna ook behandeld. Daarnaast gelden instandhoudingsdoelstellingen voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden. Van deze gebieden is het Greater Wash in Engeland het dichtstbijzijnde gebied dat niet alleen voor kustgebonden vogelsoorten aangewezen is. Dit gebied ligt op ca. 180 km afstand van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Vanwege de grote afstand tussen deze beschermde natuurgebieden en IJmuiden Ver Gamma zal het windenergiegebied niet tot het reguliere verspreidingsgebied van deze vogelsoorten vanuit de beschermde natuurgebieden gelden. Daarom beschrijven we hierna in eerste instantie alleen de Nederlandse Natura 2000-gebieden. In het geval dat in Nederlandse gebieden significant negatieven effecten uitgesloten kunnen worden, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen. Daarnaast worden voor zeevogelsoorten in cumulatie met windparken op de Zuidelijke Noordzee getoetst aan de ALI-normen (hoofdstuk 8). Op basis hiervan worden conclusies getrokken of er sprake kan zijn van indirect externe effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden en Britse natuurbeschermingsgebieden.

Nederlandse Habitatrichtlijngebieden gelegen in of nabij de Noordzee zijn niet aangewezen voor broedvogels of voor niet-broedvogels en zijn derhalve niet relevant voor deze PB.

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende Natura 2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit Natura 2000-gebied (bijvoorbeeld als de

foerageerfunctie buiten het Natura 2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het Natura 2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten, zie paragraaf 4.4.

5 Huidige situatie

5.1 Vogels

Onderstaand wordt voor de verschillende Natura 2000-gebieden een overzicht gegeven van soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen gelden in relevante gebieden (zie paragraaf 4.5). Gebieden zijn of worden aangewezen voor broedvogels en/of niet-broedvogels. De instandhoudingsdoelstellingen zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden en voor Britse gebieden van de website van JNCC (jncc.gov.uk).

5.1.1 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergstern (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.2 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een instandhoudingsdoelstelling in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.3 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een instandhoudingsdoelstelling in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston et al. 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200 km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden. Effecten op de broedvogels van dit gebied, inclusief op jan-van-genten, kunnen worden uitgesloten. Dit gebied wordt verder niet meer behandeld.

Tabel 5.4 Beschermde vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

Broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

5.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als instandhoudingsdoelstelling behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank: de kortste afstand tussen Bruine Bank en het plangebied is circa 28 kilometer.

Tabel 5.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank.

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	alk (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als instandhoudingsdoelstelling behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel Gamma van IJmuiden Ver ligt op ca. 48 kilometer van het Friese Front.

Noordzeekustzone

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen voor 18 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van populaties als kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.6). IJmuiden Ver ligt op 44 km afstand van de Noordzeekustzone en ligt daarmee buiten de verwachte foerageerranges van broedvogelsoorten uit dit Natura 2000-gebied. De meeste aangewezen niet-broedvogelsoorten zijn in hun leefwijze gebonden aan de kust. Op deze soorten zijn effecten op voorhand uitgesloten en worden ook niet verder behandeld. Hiervan is de dwergmeeuw een uitzondering waarvoor een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling (‘behoud’) geldt.

Tabel 5.6 Beschermde niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Voor de soorten met kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn de ten doel gestelde populatiegroottes in exemplaren weergegeven. Broedvogels met een instandhoudingsdoel in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Roodkeelduiker (behoud)	Parelduiker (behoud)	Aalscholver (1.900)
Bergeend (520)	Topper (behoud)	Eider (26.200)
Zwarte zee-eend (51.900)	Scholekster (3.300)	Kluut (120)
Bontbekplevier (510)	Zilverplevier (3.200)	Kanoet (560)
Drieteenstrandloper (2.000)	Bonte strandloper (7.400)	Rosse grutto (1.800)
Wulp (640)	Steenloper (160)	Dwergmeeuw (behoud)

Voordelta

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen voor 30 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van populaties als kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.7). De meeste aangewezen niet-broedvogelsoorten zijn in hun leefwijze gebonden aan de kust. Op basis van de grote afstand tussen dit Natura 2000-gebied en IJmuiden Ver Gamma (103 km) zijn effecten op deze soorten op voorhand uitgesloten en worden deze soorten ook niet verder behandeld. Hiervan zijn de dwergmeeuw en grote stern een uitzondering waarvoor een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling (‘behoud’) geldt.

Tabel 5.7 Beschermde niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Voordelta. Voor de soorten met kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn de ten doel gestelde populatiegroottes in exemplaren weergegeven.

Roodkeelduiker (behoud)	Fuut (280)	Kuifduiker (6)
Aalscholver (480)	Lepelaar (10)	Grauwe gans (70)
Bergeend (360)	Smient (380)	Krakeend (90)
Wintertaling (210)	Pijlstaart (250)	Slobeend (90)
Topper (80)	Eider (2.500)	Zwarte zee-eend (9700)
Brilduiker (330)	Middelste zaagbek (120)	Scholekster (2.500)
Kluut (150)	Bontbekplevier (70)	Zilverplevier (210)
Drieteenstrandloper (350)	Bonte strandloper (620)	Rosse grutto (190)

Wulp (980)	Tureluur (460)	Steenloper (70)
Dwergmeeuw (behoud)	Grote stern (behoud)	Visdief (behoud)

5.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren die voorkomen binnen Natura 2000-gebieden (soorten van appendix I van de Habitatrichtlijn) en die kunnen voorkomen binnen de invloedssfeer van een windpark in IJmuiden Ver zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit bijlage 5 van het MER, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten.

Tabel 5.8 geeft een overzicht van de relevante Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelstellingen per soort per gebied.

Voor de gewone zeehond zijn in de aanwijzingsbesluiten van de Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeftinghe en Borkum Riffgrund concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor een regionale populatie van 200 exemplaren (en 251 tot 500 exemplaren voor Borkum Riffgrund). Voor de gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan, geldt een behoudsdoelstelling. Voor de grijze zeehond zijn in de Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld. In alle gevallen gaat het om een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied.

De bruinvis heeft een gunstige staat van instandhouding in Nederland (Kamerbrief 16 november 2021 – 29615 nr. 196). De gunstige staat van instandhouding is gedefinieerd als: “Terugkeer van een zich voortplantende populatie bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang.” In de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan is als instandhoudingsdoel aangegeven: ‘behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud van populatie’. Voor Borkum Riffgrund is er een instandhoudingsdoelstelling geformuleerd van 51 tot 100 individuen. In 2014 zijn in dit gebied al 320 bruinvissen geteld (Royal HaskoningDHV, 2020)[7].

[7] Royal HaskoningDHV, 2020. Natuurtoets Gaswinning N05-A. Royal Haskoning DHV, rapport BG6396IBRP2010081149

Tabel 5.8 Zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Landelijke staat van instandhouding (Svl)
Bruinvis	Doggersbank	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Klaverbank	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en verbetering kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Oosterschelde	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Vlakte van de Raan	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Voordelta	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en verbetering kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Waddenzee	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Westerschelde & Saeftinghe	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (51 - 100 soorten)	Gunstig (data 2013)
Gewone zeehond	Doggersbank	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Klaverbank	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Oosterschelde	Behoud omvang leefgebied, verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een uitbreiding populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig
	Vlakte van de Raan	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Landelijke staat van instandhouding (Svl)
	Voordelta	Behoud omvang leefgebied, verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een uitbreiding populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig
	Waddenzee	Uitbreiding van populatie, behoud omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Westerschelde & Saeftinghe	Behoud omvang leefgebied, verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een uitbreiding populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (251 - 500 soorten)	Gunstig (data 2013)
Grijze zeehond	Doggersbank	Behoud van populatie, omvang en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Klaverbank	Behoud van populatie, omvang en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud van populatie, omvang en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Oosterschelde	Behoud van populatie, omvang en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig
	Vlakte van de Raan	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Waddenzee	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Westerschelde & Saeftinghe	Behoud van populatie, omvang leefgebied, en kwaliteit leefgebied	Gunstig
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (11 – 50 soorten)	Gunstig (data 2013)

5.2.1 Bruinvis

Habitat

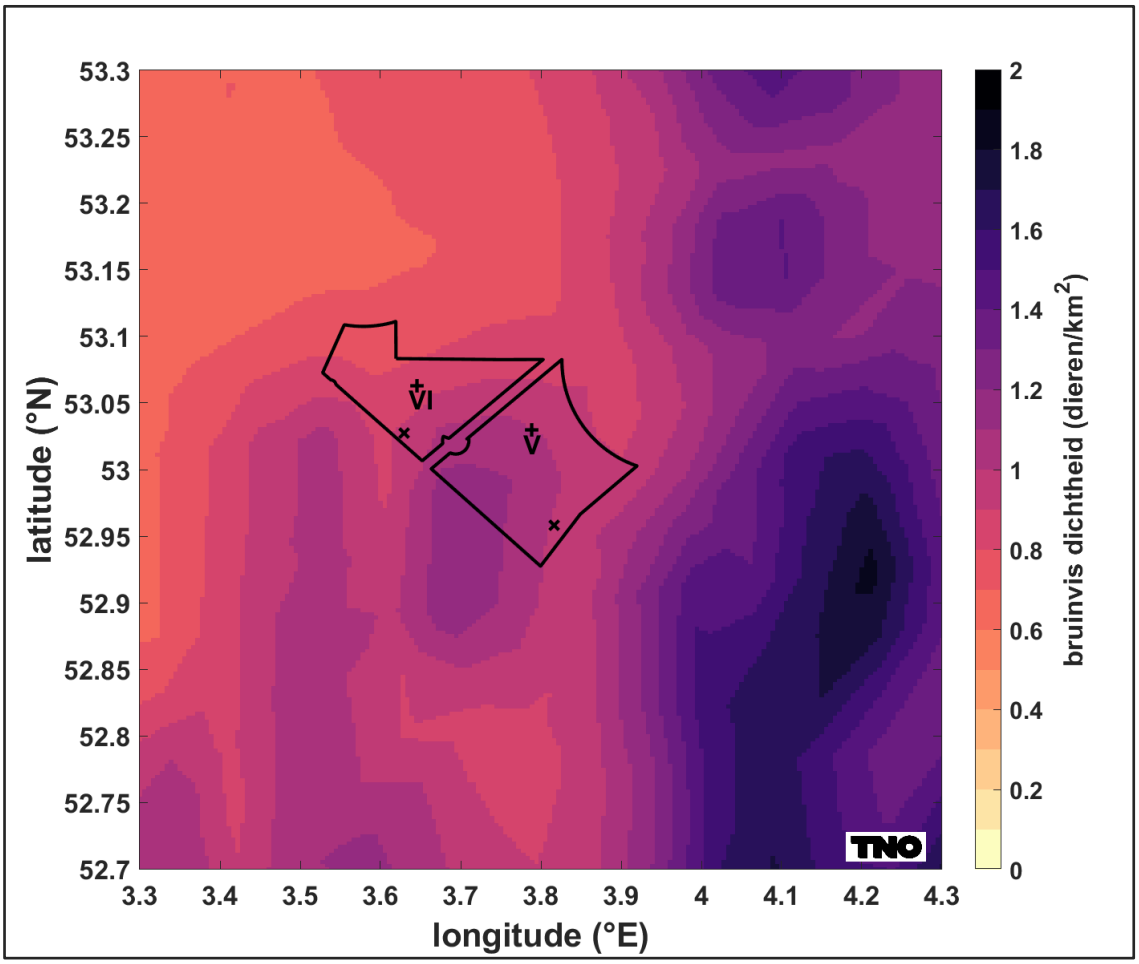
Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (Phocoena phocoena) de enige soort die met grote regelmaat in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De bruinvis is vooral een soort van het relatief ondiepe water van kustzeeën (zoals het NCP) en estuaria, maar wordt ook wel verder van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen & Siemensma, 2011). Bij de jacht maken ze gebruik van echolocatie. De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen uit pelagische (schoolvormende) vissoorten bestaat.

Verspreiding en aantallen

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Latere studies laten deze toename nog duidelijker zien (deze toename wordt ook bevestigd door de waarnemingen van Geelhoed et al., 2010-2019).

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 5.1 is de dichtheid van bruinvissen in het aantal dieren per vierkante kilometer in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Figuur 5.1 Lokale bruinvis (purpoise) dichtheid in en rond kavels Gamma (voorheen kavel V en VI) van het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

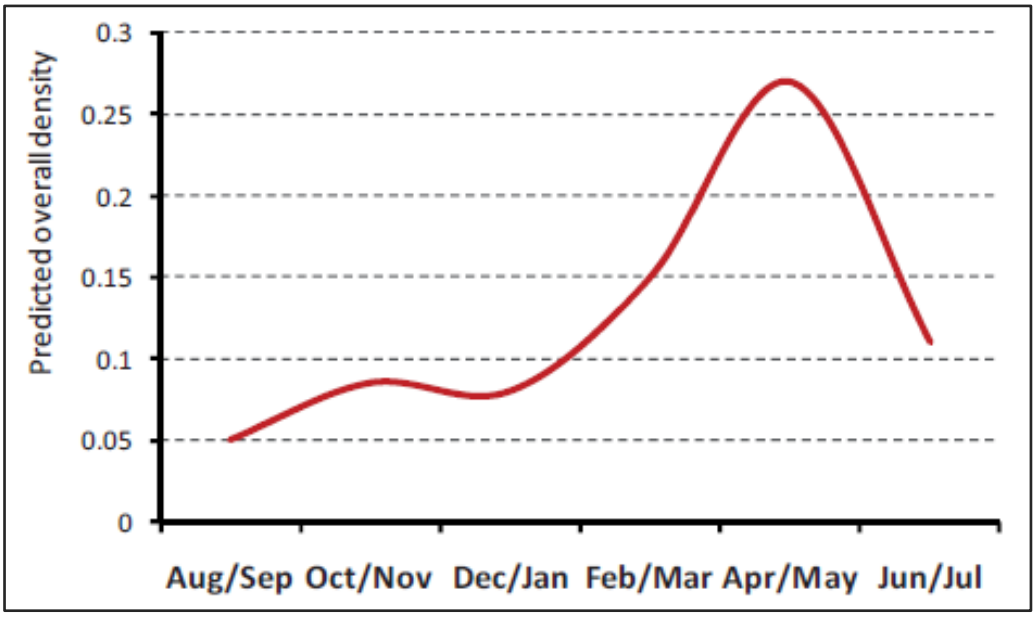


Seizoensvariatie

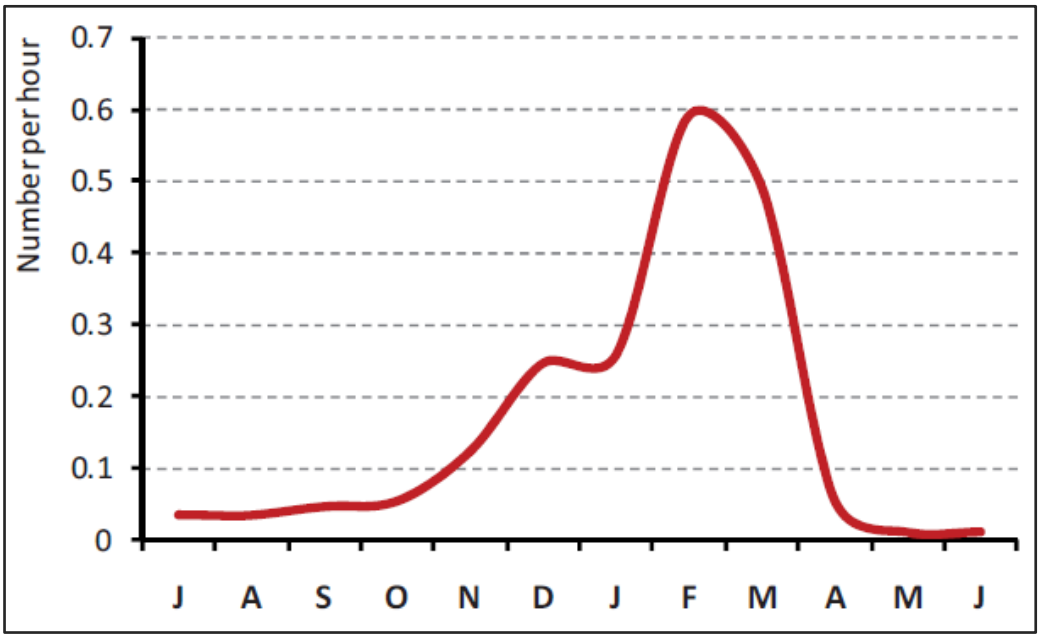
Bruinvissen worden het hele jaar door waargenomen vanaf zeetrekposten langs de kust, maar met duidelijke verschillen tussen maanden. In mei en juni worden ze het minst waargenomen. Van juli-november neemt het aantal waarnemingen toe en de meeste waarnemingen worden gedaan in februari en maart. In april nemen de waarnemingen sterk af (Camphuysen, 2011).

Figuur 5.2 geeft de seizoenspatronen in het voorkomen van bruinvissen weer die gevonden zijn tijdens zeevogelstudies in de periode 1990-2010 (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011). Figuur 5.3 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).

Figuur 5.2 Seizoenspatroon in aanwezigheid Bruinvissen tijdens zeevogelonderzoeken, 1990-2010; herschreven uit Arts 2010.

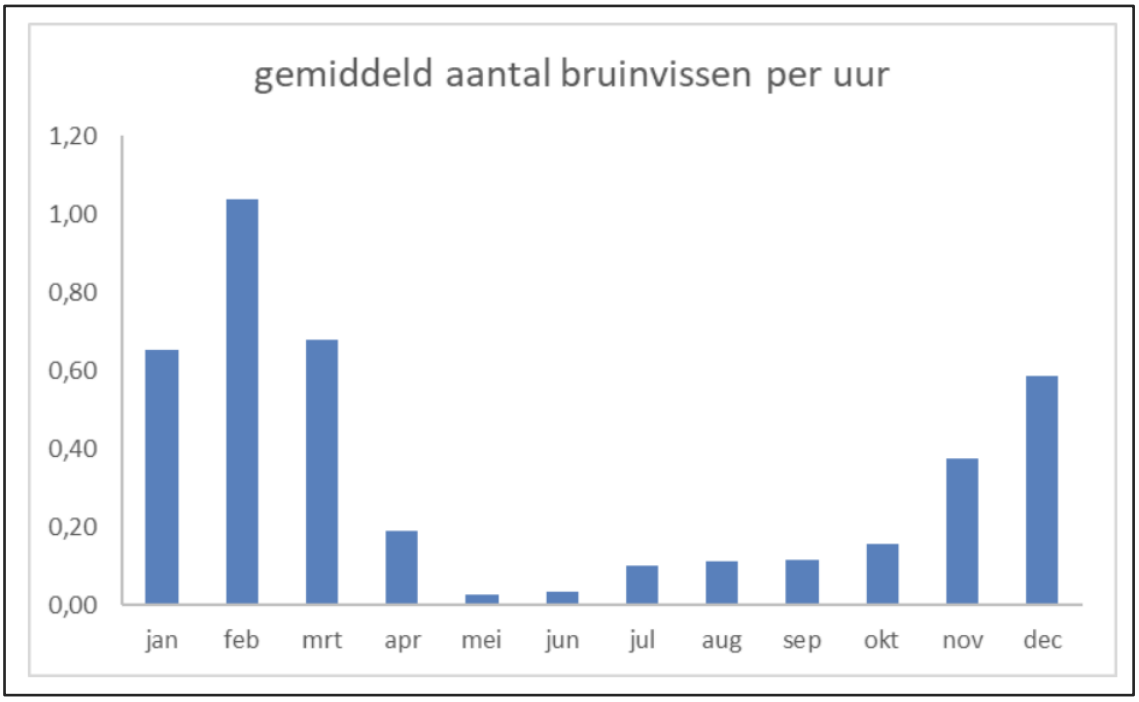


Figuur 5.3 Seizoenspatroon in aantallen bruinvissen per uur observatie tijdens seawatching (n / h), alleen observatoria aan de vastelandkust (Scheveningen - Huisduinen, 1990-2010; uit Camphuysen 2011).



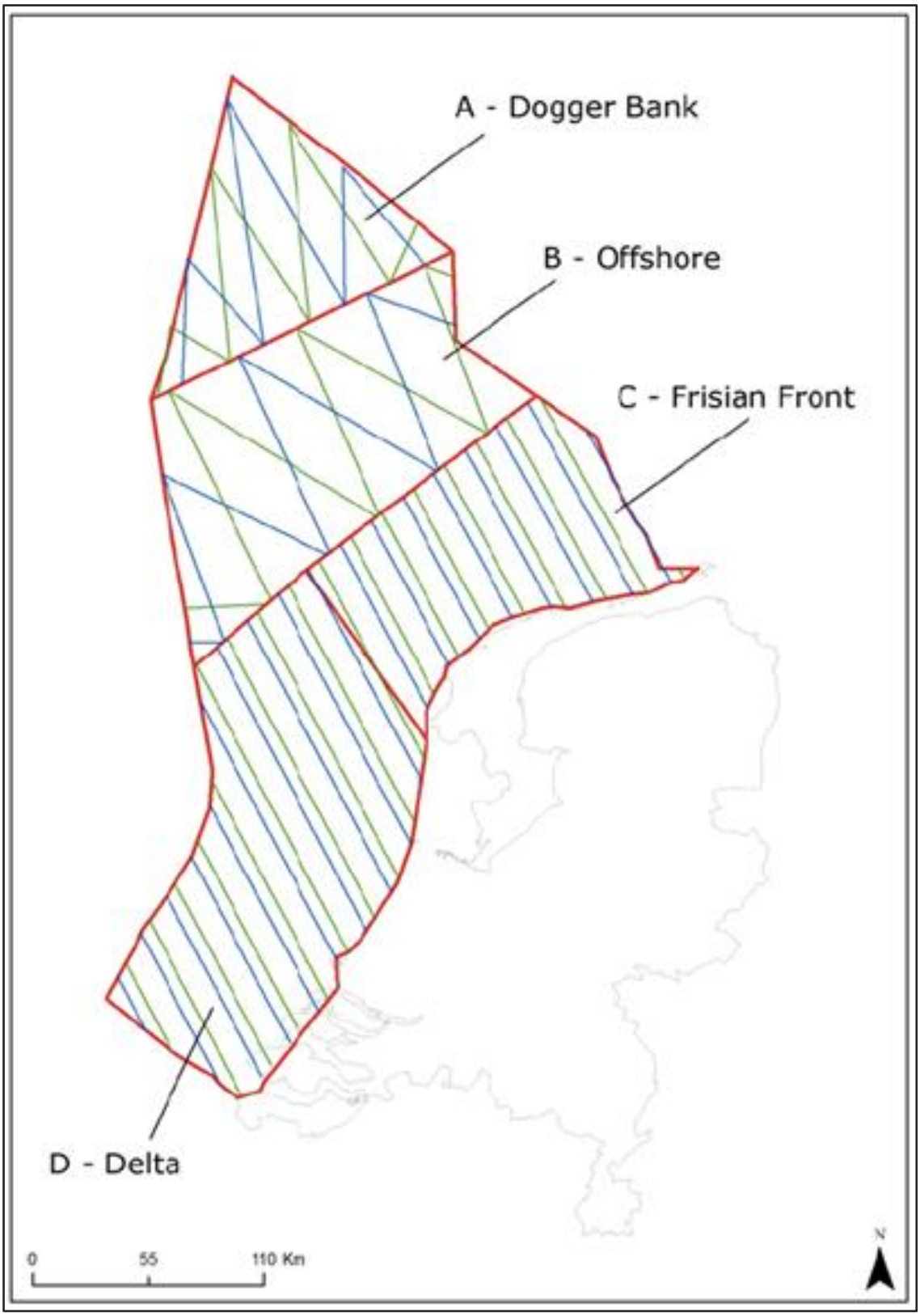
Het seizoenspatroon dat in de tellingen vanuit vliegtuigen is waargenomen (Figuur 5.2), wijkt wat af van die langs de kust. Bij de vliegtuigtellingen zijn het hele jaar door bruinvissen waargenomen, met lage dichtheden in herfst en winter (aug/sept tot dec/jan), een toename in februari/maart en een piek in de late lente (april/mei). In een in 2020 verschenen rapport van Soldaat en Poot (2020), waarin verschillende bronnen van bruinvistellingen worden vergeleken, wordt deze tendens ook gevonden (Figuur 5.4).

Figuur 5.4 Seizoensverloop in het aantal waargenomen bruinvissen per uur tijdens zeetrektellingen in de periode 2000-2018 (Soldaat en Poot, 2020)



Tussen 2010 en 2019 zijn door Geelhoed et al. (2001 – 2019) vliegtuigtellingen uitgevoerd om beter inzicht te krijgen in seizoensgebonden voorkomen van de verspreiding van bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Met deze tellingen zijn schattingen gemaakt van de gemiddelde dichtheid en totale aantallen bruinvissen in het Nederlands deel (Geelhoed et al., 2011 - 2019). Tabel 5.9 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar het plangebied binnenvalt. Het deelgebied betreft gebied ‘D’, zoals weergegeven in Figuur 5.5. Daarnaast zijn in de tabel ook de gemiddelden voor het hele NCP weergegeven.

Figuur 5.5 Deelgebieden Bruinvistellingen (Geelhoed, 2011).



Tabel 5.9 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar het plangebied binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011 en aangevuld met gegevens uit Geelhoed et al. 2015, 2017, 2018 en 2019).

Periode	Dichtheid (aantal dieren/km²) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km² NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484	0,438	10.098	25.998
Okt/nov 2010	0,398	0,505	8304	29.963
Maart 2011	1,174	1,441	24.501	85.572
Maart 2012	1,42	1,12	29,696	66.685
Maart/apr 2013	1,32	1,07	27.602	63.408
Juli 2014	0,90	1,29	11.674	76.773
Juli 2015	0,56	0,70	11.674	41.299
Juli 2017	0,85	0,79	17.631	46,902
Juli 2018	0,54	1,07	11.176	63.514
Juli 2019	0,71	0,66	14.713	38.911

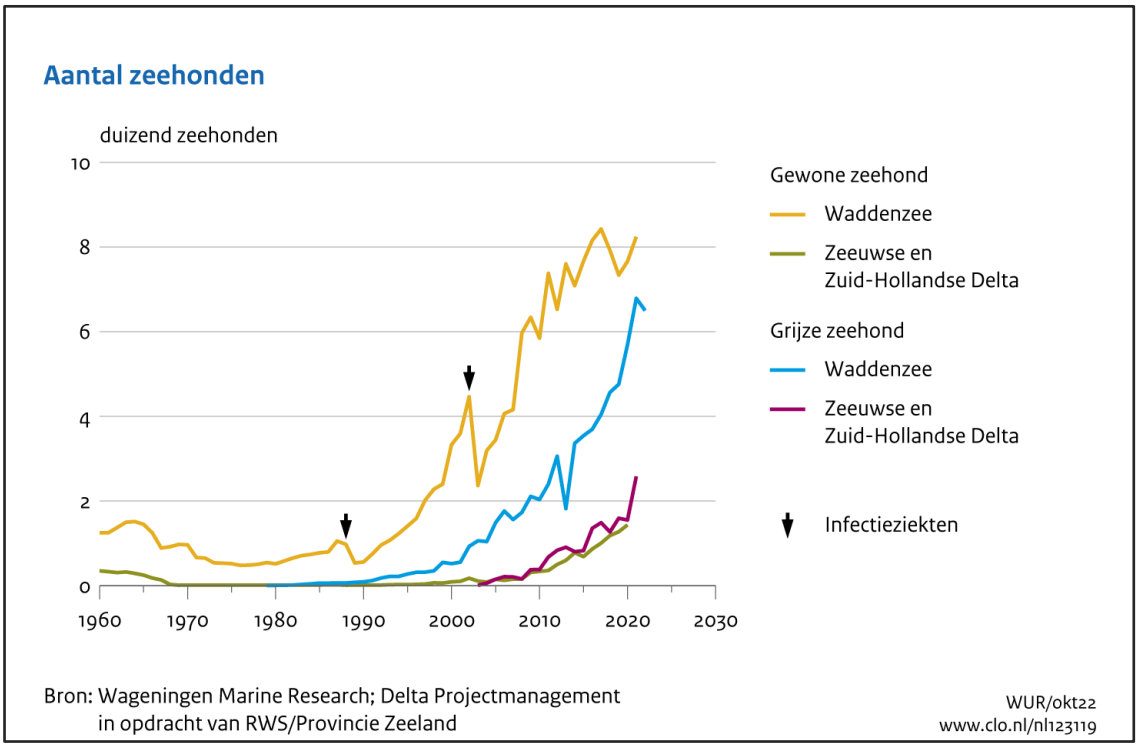
5.2.2 Zeehonden

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor: gewone zeehonden (Phoca vitulina) en grijze zeehonden (Halichoerus grypus). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage II en V van de Habitatrichtlijn. Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie de populatie liet krimpen.

Figuur 5.6 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta. De (landelijke) Staat van Instandhouding voor de gewone en grijze zeehond is gunstig[8].

[8] Vogel- en Habitatrichtlijn rapportage 2019 (Universiteit Wageningen, 2019)

Figuur 5.6 Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: compendiumvoordeleefomgeving.nl, juli 2023).



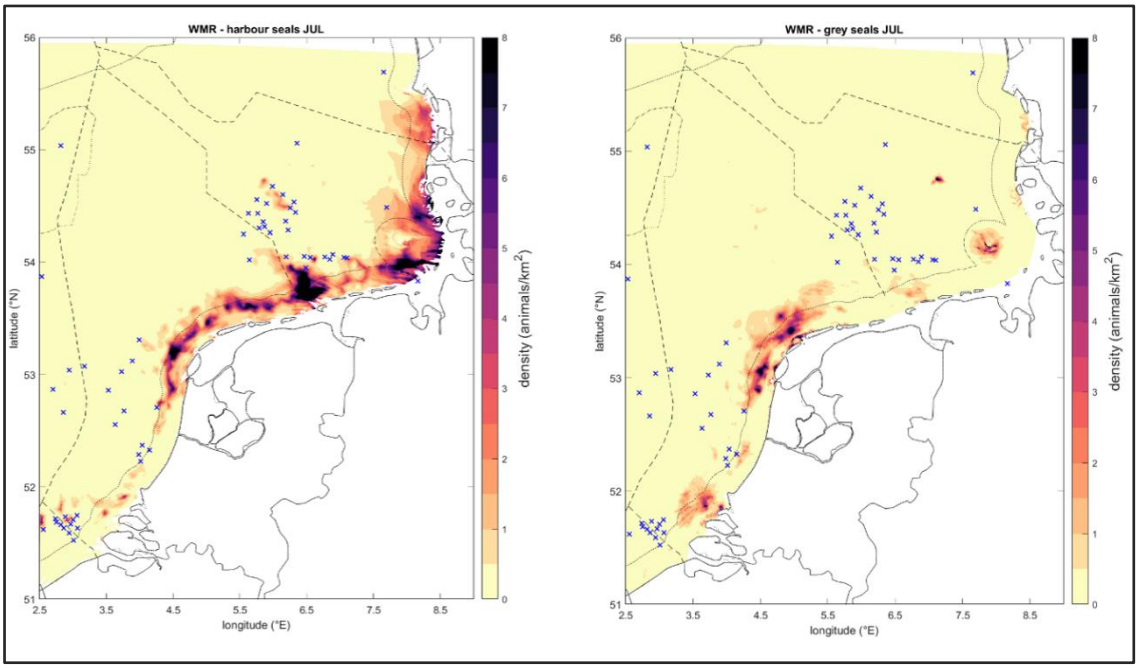
Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en zijn de aantallen toegenomen. Het Waddengebied, en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta zijn de belangrijkste leefgebieden voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. In 2021 zijn hier circa 18 duizend zeehonden geteld, een toename van ongeveer 8% ten opzichte van het jaar ervoor. De populatieomvang van de gewone en grijze zeehond in het hele Noordzee gebied bedraagt respectievelijk circa 41.700 (Galatius et al., 2019) en 5.000 (Aarts, 2014).

Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. In de jaren ’90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek naar de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur et al. (2004, 2017) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn.

Figuur 5.7 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en zenderdata (Aarts, 2021). Dit model geeft voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus weer hoe de Nederlandse Gewone zeehonden over het NCP zijn verdeeld. Het NCP is daarbij opgedeeld in gridcellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke gridcel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is.

Figuur 5.7 Schatting van de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in juli (naar Aarts et al., 2021).



Vooral van december tot en met februari worden gewone zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw et al, 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als foerageergebied en/of migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

De gewone zeehond in Nederland maakt deel uit van de Waddenzeepopulatie, die zich uitstrekt tot Noord-Denemarken. Dit is met circa 42.000 dieren de grootste populatie gewone zeehonden in het Noordzeegebied en ruim 25% hiervan wordt in Nederland geteld. De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van pelagische vissoorten, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen.

Verbetering van de waterkwaliteit, immigratie uit de Duitse en Deense Waddenzee en maatregelen tegen verstoring hebben bijgedragen aan het uiteindelijke herstel van de zeehonden in de Waddenzee (Brasseur et al., 2018). Opvallend is het sterke herstel na het uitbreken van een virusziekte (PDV) in 1988 en 2002. Beide keren is de populatie tot ongeveer 50% gereduceerd (Härkönen et al., 2007). In de jaren daarna bleek de populatie zich prima te kunnen herstellen.

In 2021 werden er in de Nederlandse Waddenzee 8.245 zeehonden geteld (Galatius et al., 2021). De populatiegrootte van gewone zeehonden in de internationale Waddenzee, blijkt sinds 2012 te stagneren (Galatius et al., 2021; Cremer et al., 2017). Dit is een trendbreuk ten opzichte van de groei in de populatie tussen 1974 en 2014 (Brasseur et al., 2018), waar de populatie in de Waddenzee, met uitzondering van de virus uitbraken, praktisch continu groeide. De reden van deze trendbreuk is vooralsnog onbekend, temeer omdat het aantal geboren pups blijft toenemen (Galatius et al., 2021). De draagkracht wordt bepaald door de ruimte en voedsel die de dieren tot hun beschikking hebben, en wordt daarom ook door

de menselijke activiteiten in het gebied gestuurd. Het gebrek aan groei in de periode 2012-2021 trad op ondanks een jaarlijkse toename in het aantal pups van ongeveer 7.000 naar 10.903 pups in 2021. Echter, in 2022 is er een afname van 22% pups gemeten en werden er 8.514 pups geteld (Galatius et al., 2022).

De reden voor deze afname is zonder aanvullend onderzoek moeilijk te achterhalen. Er zou verondersteld kunnen worden dat het habitat beperkt is in beschikbare ruimte of voedsel als gevolg van natuurlijke omstandigheden of menselijk toedoen.

Een recente verandering in habitat zou een lagere telling kunnen verklaren. Migratie naar andere gebieden lijkt niet aan de orde, aangezien in de omringende populaties er geen groei wordt waargenomen (ICES, 2022). Er zou ook een verhoogde sterfte onder zeehonden kunnen bestaan, mogelijk beïnvloed door ziekte of bijvangst. Momenteel worden dode zeehonden in Nederland niet onderzocht. Onderzoek naar gestrande dieren en mogelijke doodsoorzaken zou hier wellicht inzicht in kunnen geven.

Ten slotte kunnen veranderingen in habitat (door natuurlijke omstandigheden of door menselijk toedoen) ook invloed hebben op het gedrag van zeehonden. Zo zou bijvoorbeeld de timing, duur of frequentie van het ligplaatsgebruik kunnen veranderen met als consequentie dat hierdoor een ander (kleiner) deel van de populatie op land wordt geteld.

Grijze zeehond

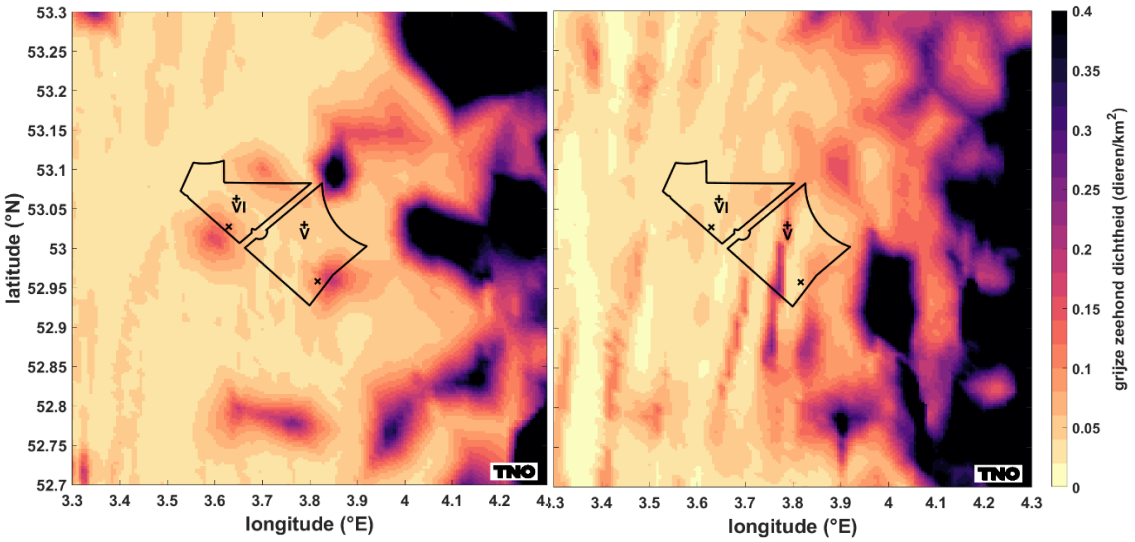
Sinds 1980 is de grijze zeehond terug in de Nederlandse wateren (Reijnders et al., 1995, Brasseur et al., 2015). Voor 1980 werd de soort zelden waargenomen in ons land. In 1985 werden de eerste jongen geboren en sindsdien is het aantal sterk toegenomen. De groei is het gevolg van lokale geboortes maar ook in belangrijke mate het gevolg van import uit de Britse eilanden waar naar schatting 150.000 dieren leven (Brasseur et al., 2015, SCOS 2018). Grijze zeehonden werden eerst vooral in het westelijk Waddengebied waargenomen, maar breiden zich tegenwoordig langzaam in oostelijk richting uit. Ook in Duitsland hebben zich groeiende kolonies gevestigd, hoewel verreweg de meeste dieren in Nederland worden geteld (Brasseur et al., 2021). In 2022 zijn in het totale Waddengebied 8.948 grijze zeehonden geteld, waarvan 6.500 in het Nederlandse Waddengebied. Dit is een daling van 1% ten opzichte van 2021 in de totale Waddenzee, en een daling van 4% in het Nederlandse Waddengebied. (Schop et al., 2022).

In het Deltagebied neemt het aantal grijze zeehonden sinds 2003 toe. In 2021 werden in de Delta 2581 grijze zeehonden waargenomen (Hoekstein et al., 2022). Ook voor deze soort geldt dat de groei uitsluitend door import uit andere kolonies kan worden verklaard.

Verspreiding zeehonden

Voor de verspreiding van de gewone zeehond over de Noordzee is uitgegaan van dichtheidskaarten (zie Figuur 5.8) die voor het KEC 4.0 zijn samengesteld (Aarts et al., 2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd als het aantal te verwachte dieren per km^2.

Figuur 5.8 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



6 Effectanalyse

6.1 Vogels

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in kavel Gamma in het windenergiegebied IJmuiden Ver effect heeft op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Het MER en bijlage 4 daarvan met de ecologische achtergrondrapportage geven een nadere beschrijving hiervan. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels en trekvogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold et al. 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi et al. 2018b, Van der Wal et al. 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek et al. 2022b).

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013, Fijn et al. 2018) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998, Leopold et al. 2012), uitgewerkt in dichtheidskaarten in het kader van de KEC 4.0 studie (Soudijn et al. 2022a, b, Potiek et al. 2022b);
- Data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a).
- Dichtheidskaarten voor de jan-van-gent op basis van Waggit et al. (2020)

Vervolgens is het stochastische Collision Risk Model (gebaseerd op het Band Model (Band et al. 2007, 2012)) gebruikt om de te verwachten aantallen aanvaringsslachtoffers onder vogels te berekenen o.b.v. beschikbare telgegevens. Voor zeevogels is gewerkt met het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Voor trekvogels is gewerkt met het Basic Band Model, omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. In bijlage 4 van het MER is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Voor habitatverlies wordt de worst case-aanname gehanteerd om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury et al. 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Met deze aanname kan vervolgens de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingspercentages.

In Tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Nederlandse Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. Ook wordt daar een overzicht van de maximale sterfte van deze soorten gegeven. Voor alle soorten geldt dat de 1%-mortaliteitsnorm wordt gebruikt als eerste 'zeef'. Pas als deze norm wordt overschreden dan worden de effecten op de populatie verder beoordeeld. In Tabel 6.1 is tevens het beoordelingskader opgenomen dat hiervoor is gebruikt als maatstaf.

Deze beoordelingskaders komen per soort overeen met de meest recent ontwikkelde kaders uit de KEC-studies. Zo is voor de meest risicovolle zeevogel- en trekvogelsoorten in het KEC 4.0 de Acceptable Level of Impact (ALI)-methodiek ontwikkeld (cf. Potiek et al. 2022a), als verbetering van de eerder gebruikte Potential Biological Removal (PBR) methode (Rijkswaterstaat, 2015). Soortspecifieke ALIs zijn door LNV vastgesteld en zijn in de volgende vorm opgesteld: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Voor een groot aantal landvogelsoorten is in de KEC-studies geen beoordeling uitgewerkt. Voor deze soorten is een ordegrootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes. De PBR is een referentiepunt in de beoordeling, waarbij op basis van de populatieomvang van de soort in kwestie, status van de populatie en herstelcapaciteit, berekend wordt hoeveel slachtoffers de populatie jaarlijks kan incasseren zonder in gevaar te komen.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied IJmuiden Ver wordt als leidraad aangehouden dat het *"... te ver zou voeren om de (gecumuleerde)* effecten van de berekende extra sterfte aan aanvaringsslachtoffers onder soorten door te gaan berekenen op elk van de Natura 2000-*gebieden en hun (kwantitatieve) doelstellingen",* en wordt de suggestie gedaan om uitsluitend *"... in die gevallen dat de (gecumuleerd) berekende sterfte op NW*-Europese (of Nederlandse) schaal aan gaat tikken, een naar rato doorberekening naar elk van de Natura 2000-gebieden waarvoor de betreffende soort is aangewezen op zijn plaats is.*"* (zie Kader Ecologie en Cumulatie – Rijkswaterstaat, 2015). Conform deze aanpak zijn de meest recente bepalingen in het Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 (Potiek et al. 2022b) over cumulatieve aantallen vogelslachtoffers in de huidige en toekomstige offshore windparken ook getoetst aan doelstellingen van Natura 2000-gebieden (Gyimesi et al. 2021).

Tabel 6.1 Maximale sterfte per jaar als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel Gamma onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten als niet-broedvogel. Gevoeligheid voor habitatverlies is gebaseerd op Dierschke et al. (2016), waarbij 0/1 impliceert geen duidelijke effecten of tegenstrijdige uitkomsten van verschillende studies. Ook is het beoordelingskader aangegeven: zijn de cumulatieve effecten door middel van een Acceptable Level of Impact (ALI) beoordeling uitgevoerd (ALI IJVer = achtergrondrapportage IJmuiden Ver (bijlage 4 MER) ; ALI KEC 4 = Potiek et al. 2022b, Gyimesi et al. 2021) of door een Potential Biological Removal (PBR) beoordeling in het KEC (Rijkswaterstaat 2015) of worden aantallen genoemd waaraan is getoetst (bijv. 100'en of 1.000'en). Voor een groot aantal landvogelsoorten die niet in de KEC documenten zijn uitgewerkt, is een ordegrootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes. Voor meer details: zie de Ecologisch achtergrondrapport windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (Van der Vliet et al, 2023), welke als bijlage 4 bij het MER is gevoegd.

	Maximale sterfte als gevolg van:		**Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)**	**Beoordelingskader**	**Significant?**
Zee- en kustvogels	**Aanvaringen**	**Habitatverlies**			
Eider	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Zwarte zee-eend	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Grote zee-eend	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Fuut	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Roodkeelduiker	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Parelduiker	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.

	Maximale sterfte als gevolg van:		Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	Beoordelingskader	Significant?
Zee- en kustvogels	**Aanvaringen**	**Habitatverlies**			
Aalscholver	<1	<1	0	n.v.t.	n.v.t.
Kokmeeuw	<1	<1	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Stormmeeuw	<1	<1	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Zilvermeeuw	10	2	0/1	ALI IJVer	Nee
Kleine mantelmeeuw	18	5	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote mantelmeeuw	40	2	0/1	ALI IJVer	Nee
Drieteenmeeuw	21	9	0/1	ALI IJVer	Nee
Dwergmeeuw	6	4	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote stern	2	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Visdief/noordse stern	2	3	1	n.v.t.	n.v.t.
Dwergstern	<1	<1	1	n.v.t.	n.v.t.
Zeekoet	1	42	1	ALI KEC 4	Nee
Alk	<1	13	1	ALI KEC 4	Nee
Grote jager	<1	<1	0	n.v.t.	n.v.t.
Noordse stormvogel	<1	5	1	ALI KEC 4	Nee
Jan-van-gent	15	2	1	ALI IJVer	Nee
Landvogels					
Knobbelzwaan[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde zwaan[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Kleine zwaan	<1	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Grauwe gans[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kolgans[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Brandgans[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rotgans	4	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Kleine rietgans[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rietgans[#]	42	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Smient[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krakeend[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde eend[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	10.000'en	Nee
Wintertaling[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zomertaling[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Bergeend	8	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee

	Maximale sterfte als gevolg van:		Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	Beoordelingskader	Significant?
Zee- en kustvogels	**Aanvaringen**	**Habitatverlies**			
Slobeend[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Pijlstaart[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Tafeleend[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kuifeend[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Topper[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Brilduiker[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Middelste zaagbek[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grote zaagbek[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Nonnetje[#]	2	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Dodaars[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Roodhalsfuut[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Geoorde fuut[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Kuifduiker[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Lepelaar[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Blauwe reiger[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Zwarte stern	1	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Lachstern[#]	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Slechtvalk[#]	3	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Scholekster[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kluut[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kievit[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Goudplevier[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zilverplevier[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Bontbekplevier[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Strandplevier[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Kleine plevier[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grutto[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Rosse grutto	13	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Wulp	12	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Regenwulp[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Zwarte ruiter[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Tureluur[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Groenpootruiter[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kemphaan[#]	8	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee

	Maximale sterfte als gevolg van:		Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	Beoordelingskader	Significant?
Zee- en kustvogels	**Aanvaringen**	**Habitatverlies**			
Steenloper#	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Paarse strandloper#	8	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Drieteenstrandloper#	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krombekstrandloper#	8	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Bonte strandloper#	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Kanoet	22	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Watersnip#	8	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Strandleeuwerik#	2.653	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Oeverpieper#	2.653	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Gele kwikstaart#	2.653	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Sneeuwgors#	2.653	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee

Voor soorten waarvoor op individueel niveau geen aantallen slachtoffers kunnen worden berekend (ganzen & zwanen, eenden (exclusief zwarte- en grote zee-eend en eider), fuutachtigen (exclusief fuut), reigerachtigen, roofvogels en uilen, sterns (exclusief visdief, noordse stern, grote stern en dwergstern), steltlopers en zangvogels), is als worst case scenario de volledige sterfte van een groep aan die soort toegekend.

Uit Tabel 6.1 blijkt dat voor kavel Gamma in de categorie 'zee- en kustvogels' slachtoffers vallen onder de zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, jan-van-gent, visdief/noordse stern, zeekoet (allen zowel door aanvaringen als habitatverlies), grote stern (enkel door aanvaringen), noordse stormvogel en alk (enkel door habitatverlies). Om de worst-case situatie te waarborgen en om consistentie tussen het MER en PB te behouden, tellen we ook de slachtoffers door habitatverlies mee. Verder blijkt Tabel 6.1 dat onder de soortengroepen ganzen en zwanen, eenden, steltlopers, zangvogels en roofvogels en uilen aanvaringen tijdens de trek kunnen voorkomen.

6.1.1 Niet-broedvogels

In deze paragraaf wordt onderbouwing gegeven aan de stelling dat effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel Gamma, niet zijn uit te sluiten maar dat significante effecten wel zijn uit te sluiten.

Voordelta en Noordzeekustzone

De gebieden Voordelta en Noordzeekustzone kennen voornamelijk instandhoudingsdoelstellingen voor kustvogelsoorten waarvan het voorkomen in windenergiegebied IJmuiden Ver hooguit incidenteel zal zijn en derhalve kunnen effecten uitgesloten worden. Hiervan zijn de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een (kwalitatieve) instandhoudingsdoelstelling kennen ('behoud') een uitzondering. Voor deze niet-broedvogelsoort zijn de voorspelde aantallen slachtoffers echter laag (namelijk 10 onder dwergmeeuwen en 3 onder grote sterns)

en de afstand tot de Natura 2000-gebieden zo groot (103 km tot de Voordelta en 44 km tot de Noordzeekustzone) dat het niet redelijkerwijs te verwachten is dat vogels uit deze Natura 2000-gebieden meer dan incidenteel slachtoffer zullen worden in IJmuiden Ver Gamma. Ondanks dat voor niet-broedvogels geen foerageerranges bekend zijn, geldt voor broedende grote sterns een gemiddelde foerageerrange van 9 km (Woodward et al.2019), waarmee IJmuiden Ver Gamma ruim buiten het bereik zou zijn vanuit de Natura-2000 gebieden. Voor dwergmeeuwen is zelfs voor broedvogels geen foerageerrange bekend, maar de foerageerafstanden schalen in het algemeen met lichaamsgrootte. Voor kleine meeuwen en sterns geldt een foerageerrange dat vergelijkbaar is met die van de grote stern. Daarom wordt ervan uitgegaan dat IJmuiden Ver Gamma slechts incidenteel bereik zal worden door grote sterns en dwergmeeuwen vanuit de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone en daarom een (zeer) kleine fractie zouden vormen van de aantallen slachtoffers onder deze soorten in het windenergiegebied. Derhalve kan uitgesloten worden dat door IJmuiden Ver Gamma de kwalitatieve instandhoudingsdoelstelling van behoud van de grote stern (in Voordelta) en dwergmeeuw (zowel Voordelta als Noordzeekustzone) in het geding komt.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de niet-broedvogelsoorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behoudsdoelstelling.

Van de soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is, zijn voor de grote jager geen jaarlijkse slachtoffers verwacht in kavel Gamma van IJmuiden Ver, en worden effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstelling van deze soort van de Bruine Bank uitgesloten.

Vanwege hun lage vlieghoogte worden bij alken uitsluitend en bij zeekoeten voornamelijk slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht. De kortste afstand tot het Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt ca. 28 km voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is derhalve geen overlap en dus ook geen sprake van direct habitatverlies. De verstoringseffecten van windturbines kunnen echter verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke et al. 2016). Omdat echter voor alkachtigen een verstoringsafstand van 2-3 km geadviseerd wordt (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2015), is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark nog altijd dusdanig groot dat verstoring van vogels door het windpark uitgesloten kan worden. Omdat alken en zeekoeten (in tegenstelling tot soorten met aanvaringsslachtoffers) door verstoring van een windpark geen directe sterfte ondervinden, veroorzaakt externe werking door habitatverlies ook geen directe slachtoffers. Met andere woorden, alken en zeekoeten die vanuit het Natura 2000-gebied Bruine Bank eventueel in het windenergiegebied terecht zouden komen, lopen geen direct risico om gedood te worden, en ze kunnen altijd ongedeerd terugkeren naar het natuurgebied dat aangewezen is als foerageergebied. De kwaliteit en draagkracht van de Bruine Bank wordt dus niet aangetast door een windpark in IJmuiden Ver Gamma. Effecten van habitatverlies kunnen daarom uitgesloten worden. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op alkachtigen uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en zeekoet worden wel slachtoffers als gevolg van aanvaringen in IJmuiden Ver Gamma berekend zodat effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden. Deze soorten worden hieronder verder behandeld.

Om te bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het Natura 2000-gebied, is belangrijk om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit het beschermd natuurgebied. Voor de beoordeling van de effecten op de aangewezen niet-broedvogels van de Bruine Bank wordt aangenomen dat zeevogels zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, de worst-case aanname is gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van de Bruine Bank.

Voor grote mantelmeeuw en dwergmeeuw zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd in het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en voor jan-van-gent en zeekoet is dat aanvullend gedaan in het MER van IJmuiden Ver Alpha en Beta (Potiek & Gyimesi 2023). Voor cumulatie is ook een windpark in IJmuiden Ver Gamma meegenomen in de beoordeling. De uitkomsten van deze studies tonen aan dat volgens de ALI-normering geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw. Op basis van bovenstaande aanname over verspreiding van niet-broedvogels over de hele Noordzee, kunnen we ervan uitgaan dat er ook in de Bruine Bank geen significant negatieve effecten veerwacht worden.

Verder geldt voor jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw dat ze in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende, trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium). De aanwezige aantallen vogels liggen met andere woorden zo ver boven het aanwijscriterium dat we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers als gevolg van offshore windparkontwikkelingen de doelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Op basis van deze argumenten kunnen significant negatieve effecten in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden.

Onder zeekoeten wordt één aanvaringsslachtoffer bij twee van de onderzochte windparkscenario's van IJmuiden Ver Gamma voorspeld (zie Tabel 6.1). De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied voor de zeekoet is gebaseerd op 15.620 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie voor de zeekoet, maar de tellingen uit het aanwijsbesluit laten zien dat in het gebied zelfs ca. twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 op basis van Fijn & de Jong 2019). Verder melden Fijn et al. (2022) dat de aantallen zeekoeten sinds 1991 significant toenemen op de Nederlandse Noordzee, wat ook aangeeft dat het met deze soort goed gaat en de landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de instandhoudingsdoelstellingen op gebiedsniveau) niet onder druk staan. Op basis van bovenstaande argumenten kan een significant negatief effect van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op de zeekoeten in het Natura 2000-gebied de Bruine Bank uitgesloten worden.

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeekoet. Uit Tabel 6.1 blijkt dat in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver sterfte onder zeekoeten verwacht wordt. Dit zijn merendeels slachtoffers als gevolg van habitatverlies, en één slachtoffer als gevolg van aanvaringen. Windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma ligt op ca. 48 km van het Natura 2000-gebied Friese Front. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. Bovendien zal de kwaliteit en draagkracht van het Friese Front ook niet aangetast worden als de enige zeekoet slachtoffer als gevolg van aanvaringen in windpark in IJmuiden Ver Gamma uit dit Natura 2000-gebied afkomstig was. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op zeekoeten uit het Natura 2000-gebied Friese Front uitgesloten worden.

Overige beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieven effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat voor deze soorten er geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen van een windpark is minimaal in verhouding tot de totale trekroute van trekvogels (Masden et al. 2009).

Indirecte effecten

Onderhoud van het windpark en de aanwezigheid van het windpark kan leiden tot negatieve effecten door verstoring door onderhoudschepen, maar ook positieve effecten door toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen, waardoor goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan. Vanwege de eerder benoemde verstoringsafstanden leiden dergelijke negatieve indirecte effecten niet tot andere conclusies dan hiervoor, en daarom zijn significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten voor niet-broedvogels.

Landvogels die als niet-broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden kunnen kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver uitsluitend tijdens hun seizoenstrek bereiken en worden apart in 6.1.3 besproken.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste aangewezen broedvogels uit Natura 2000-gebieden (zie daarvoor paragraaf 5.1.1). Daarom worden uitsluitend de effecten die de voorgenomen activiteit heeft, getoetst op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Volgens Tabel 6.1 en op basis van bekende foerageerranges (cf. Woodward et al. 2019) worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor andere dan deze Natura 2000-gebieden zijn aangewezen in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit andere Natura 2000-gebieden zijn daarom uit te sluiten.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden voorspellen ten hoogste 1 slachtoffer door aanvaringen en habitatverlies voor de kolonies in de Natura 2000-gebieden Waddenzee en Duinen Vlieland (Tabel 6.3). Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 6 vogels voor deze kolonie (Tabel 6.2).

In de kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zullen naar verwachting maximaal 3 – 4 jaarlijkse slachtoffers vallen. Dit aantal ligt beduidend onder de 1%-mortaliteitsnorm van deze kolonie van 14 vogels (Tabel 6.2). Met 3-4 jaarlijkse slachtoffers ligt voor deze kolonie de maximale additionele sterfte op maximaal 0,22% van de natuurlijke mortaliteit. Er kan met zekerheid gesteld worden dat de additionele sterfte geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden.

Tabel 6.2 Het aantal broedparen, natuurlijke sterfte en 1%-mortaliteitsnorm van kleine mantelmeeuwen in de relevante Natura 2000-gebieden. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).

Gebied	Aantal broedparen	Natuurlijke sterfte	1%-mortaliteitsnorm
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14
Duinen Vlieland	3.359	605	6
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38

Tabel 6.3 Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen (153 turbines van 15 MW)

Gebied	Aanvaringen		Habitatverlies		Gezamenlijk	
	#	Addit. sterfte	#	Addit. Sterfte	#	Addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	1,6	0,11%	1,6	0,11%	3,2	0,22%
Duinen Vlieland	<1	0,09%	<1	0,08%	1,0	0,17%
Waddenzee (NL)	<1	0,01%	<1	0,01%	<1	0,02%

Significant negatieve effecten ten gevolge van kavel Gamma op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee zijn daarom uit te sluiten.

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels bereikbaar is, maar aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee. Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van relevante Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Onderhoud van het windpark en de aanwezigheid van het windpark kan leiden tot negatieve effecten door verstoring door onderhoudsschepen, maar ook positieve effecten door toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen, waardoor goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan. Vanwege de eerder benoemde verstoringsafstanden leiden dergelijke negatieve indirecte effecten niet tot andere conclusies dan hiervoor, er daarom zijn significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten voor broedvogels.

6.1.3 Trekvogels

In hoofdstuk 4 van voorliggende PB is gesteld dat:

“Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel Gamma vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te *sluiten.”*

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit paragraaf 6.1.1 blijkt dat significante effecten op trekkende zee- en kustvogels die het NCP als overwinteringsgebied gebruiken of er uitsluitend doorheen trekken, zijn uit te sluiten. De overige trekvogels bevinden zich allemaal in de categorie ‘landvogels’. Uit Tabel 6.1 blijkt dat onder de soortengroepen ganzen en zwanen (maximaal 42 slachtoffers), eenden (maximaal 2 slachtoffers), steltlopers (maximaal 8 slachtoffers), zangvogels (maximaal 2.653 slachtoffers), roofvogels en uilen (maximaal 3 slachtoffers) aanvaringen kunnen voorkomen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden als niet-broedvogelsoort hebben. De genoemde aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen onder exemplaren uit Natura 2000-gebieden vallen, maar ook onder exemplaren uit andere gebieden. Hieronder zijn soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Bij gebrek aan betere kennis mogen we redelijkerwijs aannemen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding zullen zijn tot de populatiegrootte. Voor alle mogelijke soorten die IJmuiden Ver Gamma kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en zeker ten opzichte van de instandhoudingsdoelstellingen die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken die in de periode van de Routekaart 2023 ontwikkeld zullen worden (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) zou blijven waarmee kon worden gesteld dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. De PBR is een referentiepunt in de beoordeling, waarbij op basis van de populatieomvang van de soort in kwestie, status van de populatie en herstelcapaciteit, berekend wordt hoeveel slachtoffers de populatie jaarlijks kan incasseren zonder in gevaar te komen. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat het toevoegen van sterfte in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma aan de cumulatiescenario’s nooit tot significante effecten zal leiden, ook al omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023. Daarmee zullen nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen.

Een uitzondering hierop vormt een aantal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor de soorten kleine

zwaan, rotgans, bergeend, zwarte stern, rosse grutto, kanoet, wulp en spreeuw in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld. Volgens de resultaten van deze studie (Potiek et al. 2022b) en de actualisatie hiervan wegens aangepaste ALI-normen (Potiek & Gyimesi 2023) zullen voor geen van deze soorten significante negatieve effecten voor windparken in cumulatie met IJmuiden Ver optreden. Omdat onder deze soorten de hoogste populatieniveau effecten verwacht worden, kan geconcludeerd worden dat ook voor andere trekkende landvogelsoorten geen significant effect zal optreden binnen de kaders van de Ow en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat voor deze soorten er geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen van een windpark is minimaal in verhouding tot de totale trekroute van trekvogels (Masden et al. 2009).

Indirecte effecten

Onderhoud van het windpark en de aanwezigheid van het windpark kan leiden tot verstoring door onderhoudschepen en toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen, waardoor goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan. Deze indirecte effecten leiden naar verwachting niet tot andere conclusies dan hiervoor, dat significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten voor trekvogels.

6.2 Zeezoogdieren

De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond (zie paragraaf 4.4). In de effectanalyse wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

6.2.1 Inleiding en effectbepaling

Geluid, trillingen en fysieke aantasting

Ten behoeve van de effectbeoordeling is berekend hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren door een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluiddosis, oftewel de ‘optelsom’ van meerdere geluidpulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (gemeten in de eenheid cumulatieve Sound Exposure Level (SEL)).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle mogelijk beïnvloede dieren volledig

herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor zeehonden en bruinvissen geen negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans (zie verder het achtergronddocument van in bijlage 5 van het MER).

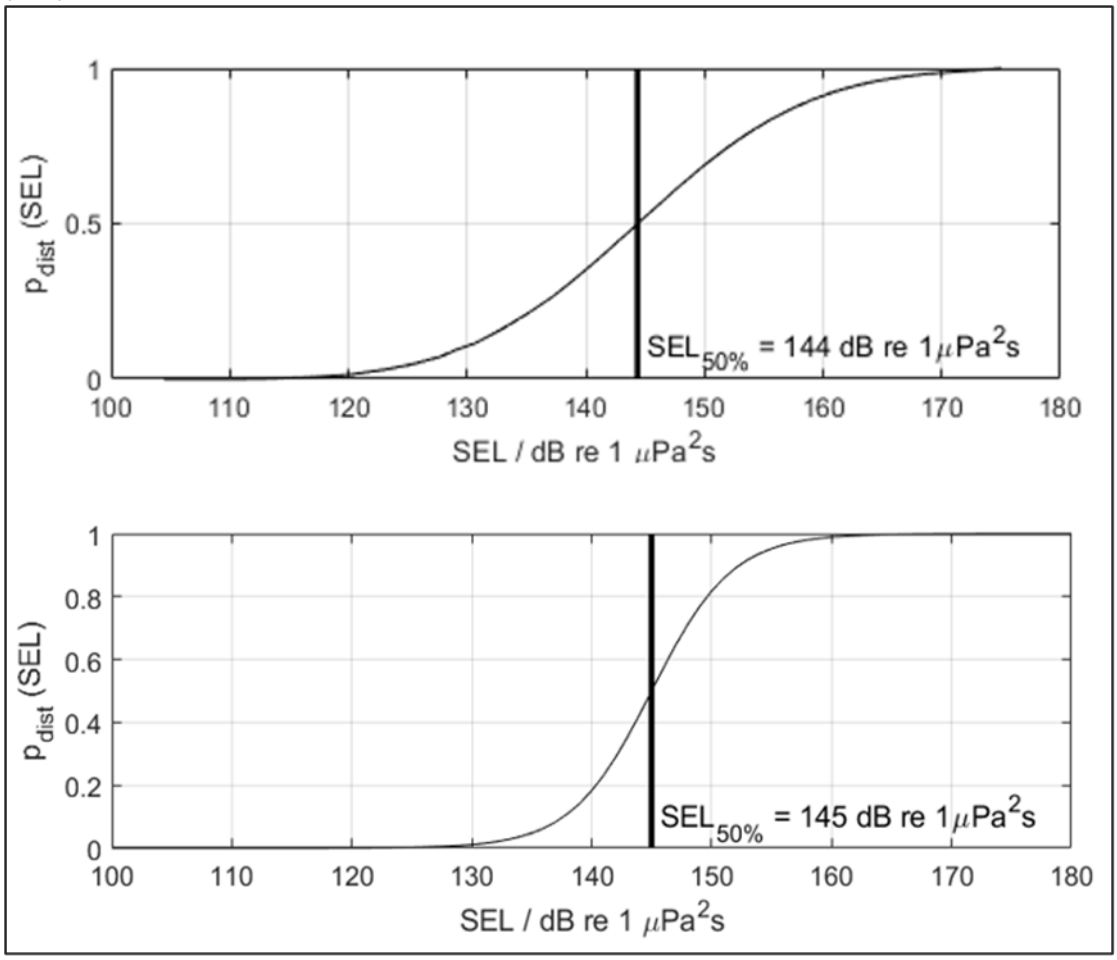
Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen vanwege het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidsnorm SEL_{ss} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

Verstoring door geluid en trillingen

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport ‘Zeezoogdieren’ bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring (de respons) van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden waar het geluidsniveau (de dosis) hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden waar het geluidsniveau (de dosis) lager is.

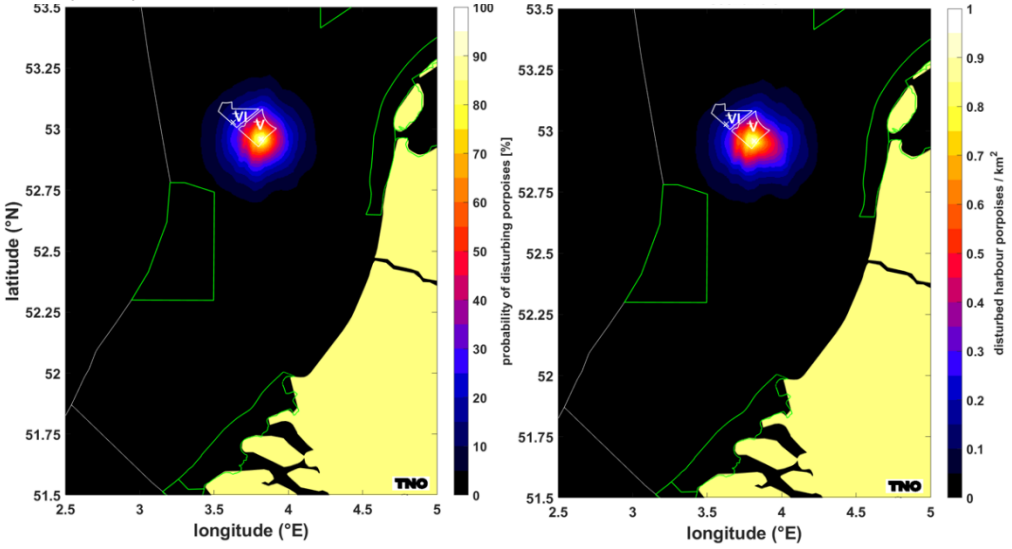
Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 6.1 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

Figuur 6.1 Relaties tussen geluiddosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL50%-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

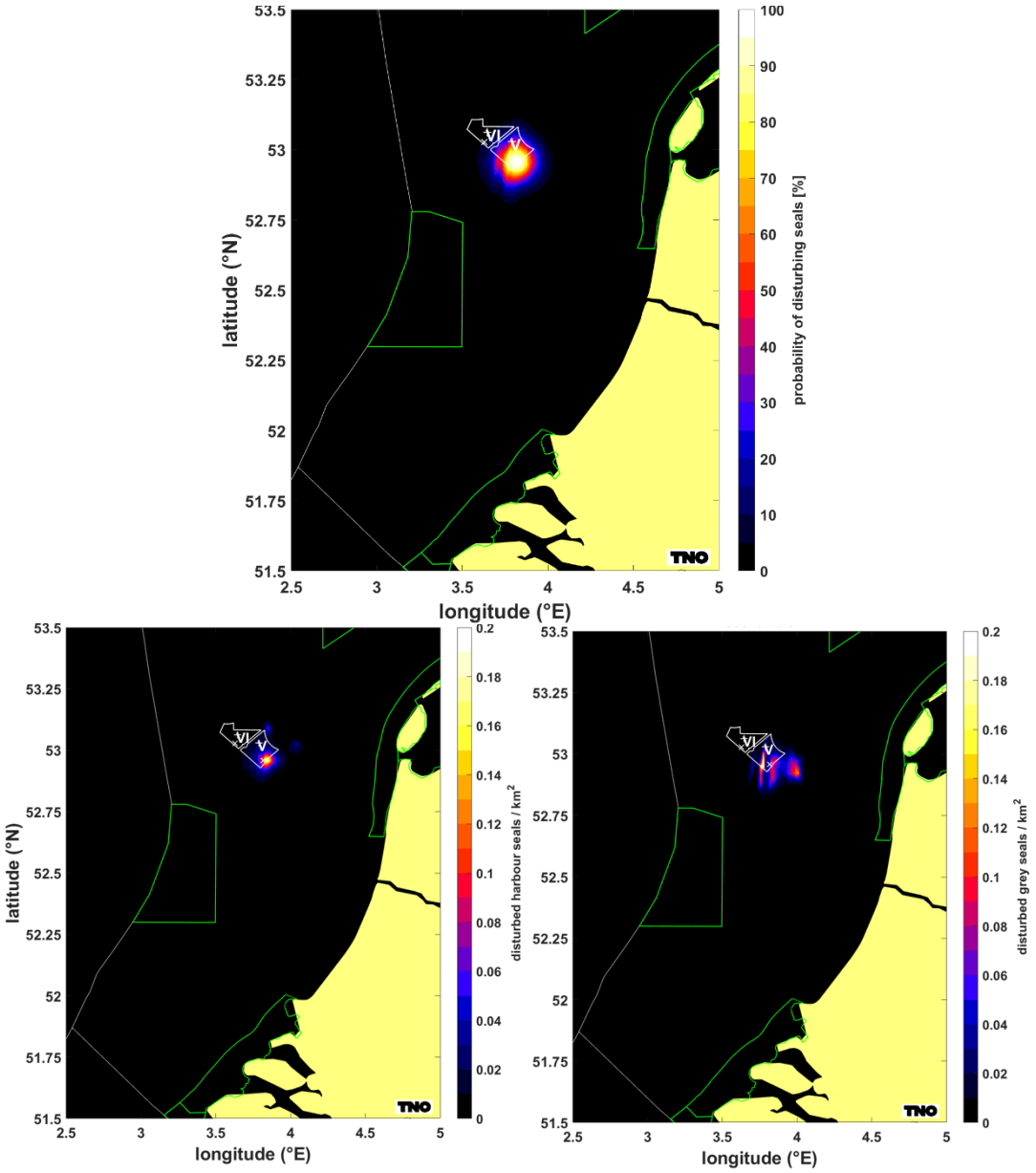


De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS 4.0 gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin geluidsverspreiding door een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{SS}). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald wat het totale aantal verstoorde dieren is per km^2. Op basis van de geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) zijn voorbeelden weergegeven van de resulterende contouren en het op grond daarvan berekende, door heigeluid verstoorde oppervlak in Figuur 6.2 en Figuur 6.3.

Figuur 6.2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij gemitigeerd heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



Figuur 6.3 Voorbeeld van de kans op verstoring van zeehonden door heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 ▫Pa2s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km2 a.g.v. heien op deze locatie.



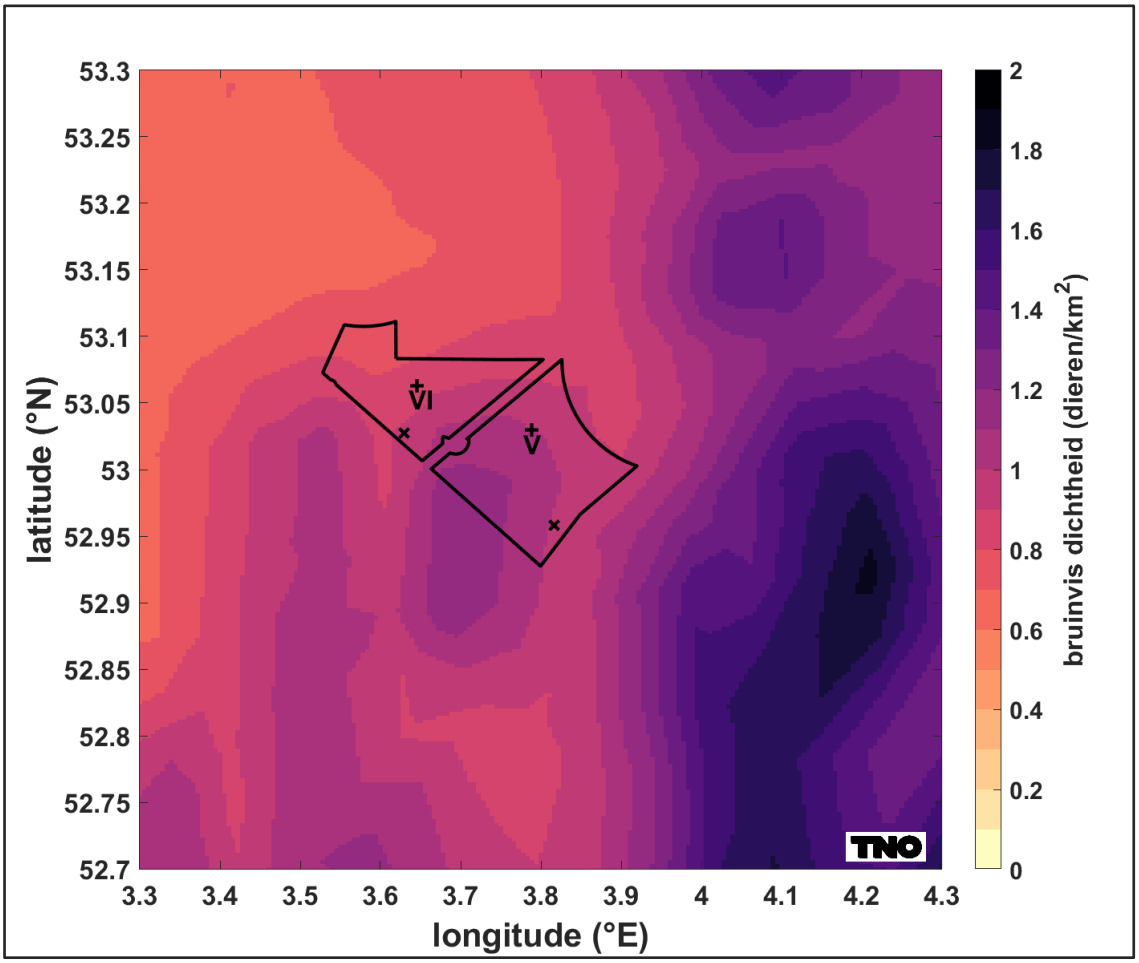
Berekenen van het aantal verstoorde dieren

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Bruinvissen

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 6.4 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

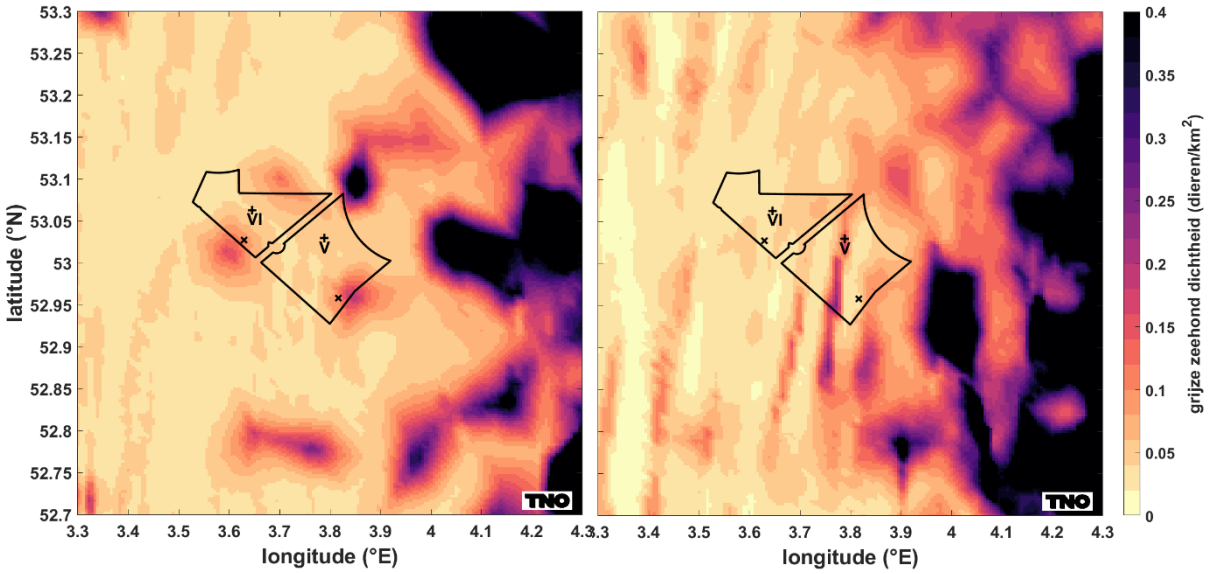
Figuur 6.4 Lokale bruinvisdichtheid in en rond kavel Gamma (voorheen V en VI) van windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Zeehonden

Voor zeehonden op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 6.5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond in- en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Figuur 6.5 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond kavel Gamma (voorheen V en VI) van windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



Bepalen van effecten op de populatie

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangpunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht.

Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen ‘slow start’ en geluidsnorm, zie Kader 6.1) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS). Zo is er in het KEC 4.0 op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen. Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm SEL_{ss} (750m) = 168 dB re 1 µPa^{2}s, of lager.

Kader 6.1 Kader slow start

Wanneer zeezoogdieren wegzwemmen van de heilocatie wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Hetblijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan.

Bij de aanleg van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 of 164 dB re 1 μPa^2s zal worden gehanteerd èn omdat een ‘slow start’ zal worden toegepast. Bij een slow start procedrue wordt de hei-energie en frequentie van slagen langzaam worden opgevoerd om zeezoogdieren te verjagen. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor aanmerkelijk minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn.

Het Interim PCoD model geeft inzicht in de effecten van dierverstoringsdagen in verschillende scenario’s op de populatieomvang, welke vervolgens getoetst kunnen worden aan de norm. In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (het aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal dierverstoringsdagen) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (vital rates). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel expert elicitation proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een ‘full’ PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via expert elicitation op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in

versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven[9]. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (http://www.smruconsulting.com).

Het totale aantal dierverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal heidagen. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij bruinvissen die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor zeehonden is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitatie over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn[10].

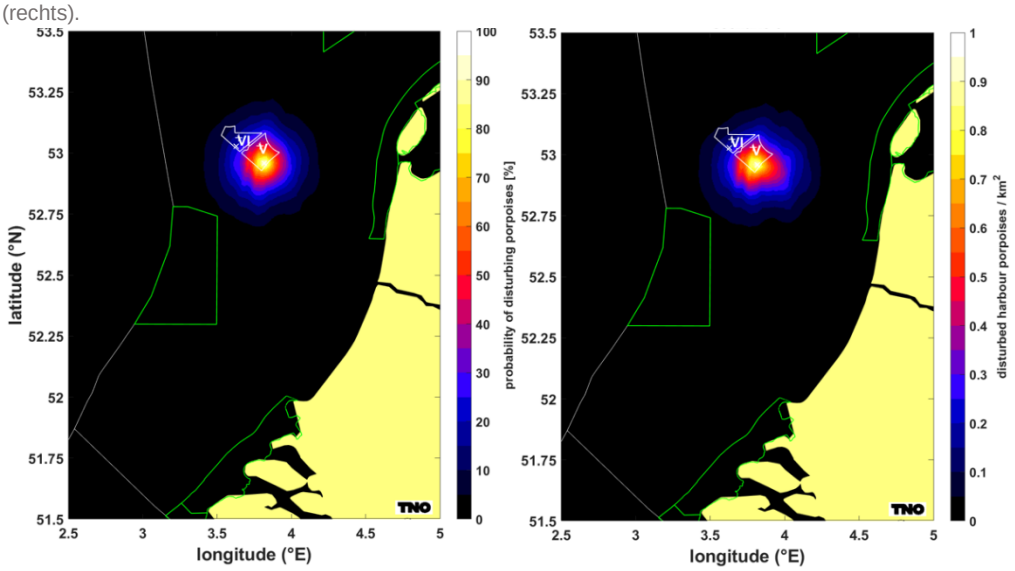
6.2.2 Effecten tijdens aanlegfase

Bruinvissen

In Figuur 6.2, hieronder herhaald als Figuur 6.6, is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel Gamma (voorheen V en VI) in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een ‘soft start’ / ‘slow start’ procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage hei-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen) wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 557 km^2. Ook als wordt uitgegaan van een opgelegde geluidslimiet van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μPa^2s zal er met een effectief verstoringsoppervlak van 809 km^2 geen overlap ontstaan met een van de N2000-gebieden waar instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen van kracht zijn. Het rechterpaneel van Figuur 6.6 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km^2. Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I), is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.

[9] Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).
[10] Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

Figuur 6.6 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 6.4 en Tabel 6.5. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) wordt toegepast. Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie voorgaande paragraaf 6.2.1 en bijlage 5 van het MER.

Tabel 6.4 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens de alternatieven 1a, b en c voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van Bijlage 5 van het MER).

Alternatieven 1a, 1b, 1c:	**1a: 134 x 15 MW turbines**	**1b: 140 x 15 MW turbines overplanting 5%**	**1c: 153 x 15 MW turbines overplanting 15%**
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaal	557 ± 17		
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaal	534 ± 32		
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaal	71,6 ± 4,3	74,8 ± 4,5	81,7 ± 4,9

Tabel 6.5 Zoals voorgaande tabel: voor de alternatieven 2a, b en c.

Alternatieven 2a, 2b, 2c:	2a: 100 x 20 MW turbines	2b: 106 x 20 MW turbines overplanting 5%	2c: 115 x 20 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaal	518 ± 29		
Tripod	490 ± 37		
Jacketfundering	486 ± 34		
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaal	497 ± 36		
Tripod	470 ± 41		
Jacket	466 ± 39		
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaal	49,7 ± 3,6	52,7 ± 3,8	57,2 ± 4,1
Tripod	47,0 ± 4,1	49,8 ± 4,3	54,0 ± 4,7
Jacket	46,6 ± 3,9	49,4 ± 4,2	53,6 ± 4,5

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa²s op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (welke gelijk is aan het aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1a, 1b, 1c (134 – 153 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief i2a, 2b, 2c (100 – 115 funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de verschillende varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.
- In vergelijking met de **79,8 (1000-tal)** dierverstoringsdagen die voor het noordelijk deel van windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend, liggen de berekende waarden voor alle alternatieven daaronder, met uitzondering van alternatief 1c (15% overplantingscenario: 153 turbines van 15 MW). Voor alternatief 1c zijn bijna 2.000 meer dierverstoringsdagen berekend dan voor de locatie van de KEC 4.0 studie. Gezien de (resterende) modelonzekerheden waarmee deze resultaten zijn verkregen, worden ze beschouwt als liggende in dezelfde ordegrootte als de resultaten uit het KEC 4.0. De berekende waarden voor de 20 MW alternatieven zijn ongeveer een derde lager dan die voor de 15 MW alternatieven en liggen allemaal onder de waarde die voor de KEC 4.0 locatie is berekend.

Voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma en Nederwiek 1 zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen extra berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 µPa²s. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 6.6. Ter vergelijking zijn de, eerder in Tabel 6.4 en Tabel 6.5 weergegeven gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 µPa²s ook opgenomen, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 µPa^{2}s tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van maximaal ruim 50%. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en ligt het aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm voor de varianten 2a en 2b (resp. 100 en 106 turbines) in dezelfde ordegrootte als het aantal dat voor de KEC 4.0 locatie is berekend. Voor alternatief 2c, wordt de KEC 4.0 waarde met 3 – 10% overschreden. In paragraaf 8.2.2 is beoordeeld of er in cumulatie met de aanleg van windparken in de periode 2016-2030 sprake is van een overschrijding van de ecologische norm[11] en significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

Tabel 6.6 Gemiddelde (± standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. MP = monopaal; TP = tripodfundering, JT = jacketfundering. Rood: overschrijding KEC 4.0 waarde, oranje: ordegrootte KEC 4.0 waarde, groen: kleiner dan KEC 4.0 waarde.

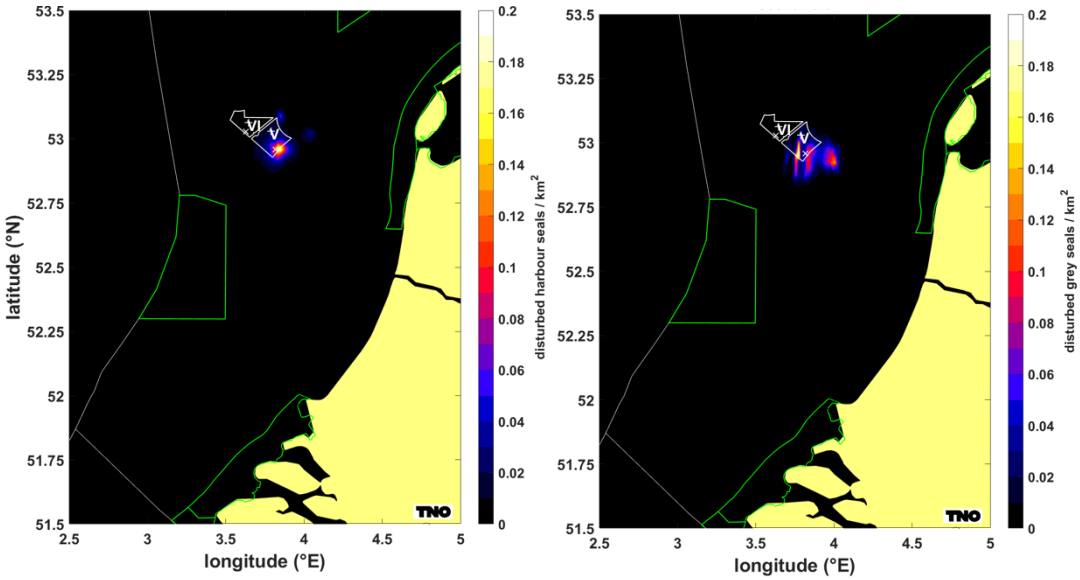
Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 µPa2s]	**Alternatief 1a**	**1b**	**1c**	**2a**	**2b**	**2c**
164 dB	**109 ± 0,5**	**114 ± 0,6**	**125 ± 0,6**	**MP: 76 ± 0,5** **TP: 72 ± 0,6** **JT: 72 ± 0,6**	**MP: 81 ± 0,6** **TP: 77 ± 0,6** **JT: 76 ± 0,6**	**MP: 88 ± 0,6** **TP: 83 ± 0,7** **JT: 83 ± 0,6**
160 dB	**72 ± 0,4**	**75 ± 0,4**	**82 ± 0,4**	**MP: 50 ± 0,4** **TP: 47 ± 0,4** **JT: 47 ± 0,4**	**MP: 53 ± 0,4** **TP: 50 ± 0,4** **JT: 49 ± 0,4**	**MP: 57 ± 0,4** **TP: 54 ± 0,4** **JT: 54 ± 0,4**
KEC 4.0 (160 dB)	**79,8**					

Zeehonden

Voor zeehonden (gewone en grijze zeehonden) ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. In de berekeningen van TNO van deze geluidsverdeling is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma (voorheen V en VI) voor zeehonden maximaal 225 km^2 verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 5 van het MER). Zie ook Figuur 6.3 hieronder herhaald als Figuur 6.7. Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt binnen kavel Gamma), is berekend dat op een heidag gemiddeld 15 gewone zeehonden en 17 grijze zeehonden worden verstoord.

[11] De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Figuur 6.7 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.



De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma zijn opgenomen in Tabel 6.7 en Tabel 6.8. In deze tabellen staan de gevolgen van de alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden.

Tabel 6.7 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma volgens alternatief 1a, b en c (respectievelijk 134, 140 of 153 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De weergegeven bandbreedte betreft het jaargemiddelde ± standaarddeviatie en is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het plangebied. Tussen haakjes: minimaal en maximaal aantal verstoorde dieren per dag (afhankelijk van seizoen). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van bijlage 5 van het MER).

Alternatief 1a, 1b, 1c	134 x 15 MW turbines	140 x 15 MW turbines overplanting 5%	153 x 15 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km^2)			
Monopaalfundering	225 ± 7		
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	14 ± 2 (8 – 35)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,4 ± 3,2	20,3 ± 3,3	22,1 ± 3,6
KEC 4.0 herberekening centrale locatie*	**72,1**		
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	15 ± 6 (12 – 21)		
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	19,6 ± 8,1	20,6 ± 8,4	22,5 ± 9,2
KEC 4.0 herberekening centrale locatie*	**74,6**		

*Monopaalfundering met geluidnorm SELss = 168 dB re 1 ◘Pa2s (750 m); de in het KEC 4.0 voor deze locatie gepresenteerde waarde is niet juist, omdat bij het berekenen van het effectieve verstoringsoppervlak onterecht is uitgegaan van M-gewogen geluid. De waarde is daarom opnieuw berekend.

Tabel 6.8 Zoals voorgaande tabel: voor alternatief 2a, 2b, 2c

Alternatief 2a, 2b, 2c	100 x 20 MW turbines	106 x 20 MW turbines overplanting 5%	115 x 20 MW turbines overplanting 15%
Effectief oppervlak verstoord gebied (km²)			
Monopaalfundering		198 ± 13	
Tripodfundering		182 ± 16	
Jacketfundering		182 ± 14	
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering		13 ± 2 (7 – 31)	
Tripodfundering		12 ± 2 (6 – 29)	
Jacketfundering		12 ± 2 (6 – 29)	
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 2,3	13,6 ± 2,4	14,7 ± 2,6
Tripodfundering	11,8 ± 2,2	12,5 ± 2,4	13,6 ± 2,6
Jacketfundering	11,8 ± 2,2	12,5 ± 2,3	13,6 ± 2,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering		13 ± 5 (10 – 18)	
Tripodfundering		12 ± 4 (9 – 17)	
Jacketfundering		12 ± 5 (9 – 17)	
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	12,8 ± 5,0	13,5 ± 5,3	14,7 ± 5,8
Tripodfundering	11,6 ± 4,5	12,3 ± 4,8	13,3 ± 5,2
Jacketfundering	11,6 ± 4,5	12,3 ± 4,8	13,3 ± 5,2

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het maximaal 0,04 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat 0,08 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsen in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1a, 1b, 1c (134 – 153 funderingen) leidt tot ongeveer 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2a, 2b, 2c (100 – 115

funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de verschillende varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.

- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in Tabel 6.7) zijn de berekende waarden voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in alle gevallen lager. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van SELss = 168 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm[12] voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m. Dit betekent dat de ecologische werknorm ook niet zal worden overschreden bij toepassen van tussenliggende geluidnormen waaronder een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa^{2}s op 750 m.

6.2.3 Effecten tijdens gebruiksfase

Draaiende windturbines

Op grond van de resultaten van veldstudies rond operationele windparken is duidelijk geworden dat het met draaiende windturbines gepaard gaande onderwatergeluid geen waarneembare invloed heeft op de aanwezigheid van mariene organismen, waaronder vissen en zeezoogdieren (zie o.a. Scheidat e.a., 2012; Brasseur e.a., 2012; Van Hal e.a., 2012; Teilmann e.a., 2006, Heinis F., 2023)[13].

Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

De tijdens de aanleg van het windpark aanwezige schepen kunnen tot verstoring bij aanwezige zeezoogdieren leiden. Uit resultaten van recent onderzoek is gebleken dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Het is niet mogelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over mogelijke populatie-effecten van aan de constructie en exploitatie van windparken gerelateerde scheepsgeluid. Daarvoor zijn onvoldoende gegevens beschikbaar over het aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen. De verwachting is echter dat de effecten van scheepsbewegingen tijdens de aanleg en exploitatie, ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn.

Effect van elektromagnetische velden

De door de windturbines gegenereerde elektriciteit wordt via infield kabels (66kV) naar het TenneT-platform getransporteerd en daarvandaan via de zeekabels (525kV) naar land. De elektrische wissel- of gelijkstroom die door de kabels loopt genereert een magnetisch veld, en een elektromagnetisch (elektrische) veld. Respectievelijk nemen de veldsterktes toe met de spanning (ampère) en de stroom

[12] Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

[13] Uit deze studies blijkt dat binnen korte tijd na het beëindigen van de aanlegwerkzaamheden weer zeezoogdieren in het windpark worden waargenomen. Een uitzondering hierop vormt het windpark Nysted waar de bruinvisactiviteit in het windpark 10 jaar na de aanleg nog steeds niet op het niveau van de 'baseline' is (Teilmann & Carstensen, 2012). De achterliggende oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

(voltage). Het elektromagnetische veld dat de kabel gegeneerd wordt volledig door de kabelisolatie afgeschermd en bereikt de omgeving buiten de kabel niet. Het magnetische veld straalt echter wel uit naar de lokale omgeving en kan effecten veroorzaken op mariene organismen. In de buurt van de kabel kan door waterbeweging of beweging van organismen in het magnetisch veld ook een klein (door het magnetisch veld) geïnduceerd elektrisch veld ontstaan.

Van haaien en roggen is bekend dat zij (elektro)magnetische velden kunnen waarnemen en het is niet uit te sluiten dat zij door de aanwezigheid van elektriciteitskabels op zee in hun gedrag worden beïnvloed (zie o.a. Snoek et al., 2016). Voor bruinvissen is dit nog niet vastgesteld, maar is het aannemelijk gezien de aanwezigheid van magnetiet in de tong en onderkaak is aangetoond (Klinowska, 1990). Walvissen en dolfijnen, waar de bruinvissen toe behoren, gebruiken magnetisme om zich te oriënteren en te navigeren. Voor alle soorten walvissen en dolfijnen wordt verondersteld dat zij veranderingen in het magnetische veld vanaf 0.05 µT waarnemen (Kirschvink 1990). Veranderingen in het magnetische veld zouden tot oriëntatie problemen kunnen leiden, waardoor migratie verstoord kan worden (Tricas & Gill, 2011). Dit hoeft echter niet te betekenen dat de (elektro)magnetische velden die door de (ingegraven) kabels van de windparken worden gegenereerd ook kunnen worden waargenomen door deze dieren en zo ja, of dat tot een effect op het gedrag leidt. Een studie van de export kabels van offshore windpark Borssele met akoestische monitoring wijst uit dat er geen relatie is gevonden tussen de aanwezigheid van de exportkabels en het gedrag van bruinvissen (Geelhoed, 2022). Er zijn geen aanwijzingen dat zeehonden (elektro)magnetische velden waarnemen (Tricas & Gill, 2011).

Het is niet bekend of en zo ja, in hoeverre de aanwezigheid van de kabels binnen en buiten het windpark hiermee een invloed heeft op het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zodanig dat daardoor effecten op de populatie kunnen ontstaan. Al is wel bekend dat bruinvissen kunnen navigeren in werkende windparken (Snoek et al., 2016). Onderzoek langs de kust van de Verenigde Staten suggereert echter dat er bij walvisachteigen, waaronder bruinvissen, een relatie is tussen afwijkingen van het aardmagnetisch veld en het aantal strandingen (Kirschvink, 1990). Of dergelijke effecten ook in de relatief ondiepe Noordzee kunnen optreden en of (elektro)magnetische velden van elektriciteitskabels op zee deze kunnen veroorzaken is onbekend.

In het MER Net op zee IJmuiden Ver Gamma fase 1 Natuur op zee (Pondera & Arcadis, 2021) is echter, mede op basis van de resultaten van het onderzoek van Kirschvink (1990) aannemelijk gemaakt dat negatieve effecten op de bruinvispopulatie door het Net op zee niet zullen optreden. Effecten van (electro)magnetische velden van de 525kV (export)kabels treden alleen lokaal op en zullen geen belemmering vormen voor passerende bruinvissen. Het is te verwachten dat dit eenzelfde conclusie geldt voor de infield kabels van het windpark in kavel Gamma gezien de lagere spanning van 66kV een kleiner magnetisch veld opwekt. In het Wind op Zee Ecologisch Programma (Wozep) is geen specifiek onderzoek voorzien naar de effecten van (elektro)magnetische velden op zeezoogdieren, maar wordt wel onderzoek gedaan naar het gebruik van operationele windparken door bruinvissen. Mogelijke gedragsverstoring rond de kabels binnen het windpark zouden in dit onderzoek wellicht kunnen worden opgemerkt.

Voor het windpark is alleen de parkbekabeling relevant, waarvoor een kabel met een maximale spanning van 66kV wordt gebruikt. De (export)kabels die de stroom vanaf het TenneT-platform naar land transporteren gebruiken een maximale spanning van 525kV en worden in een separaat MER beoordeeld.

6.2.4 Verwijderingsfase

Over de eventuele effecten tijdens de verwijderingsfase zijn nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde typen tijdelijke verstoring als tijdens de constructiefase (scheepvaartverkeer en bodemberoering), met uitzondering van de effecten van heien. Monopalen worden volledig verwijderd, zoals opgenomen in het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) artikel 7.45. Eventueel is het mogelijk om de monopiles te verwijderen door de monopiles onder de zeebodem door te zagen en af te voeren. Deze activiteit zal naar verwachting resulteren in de grootste geluidverstoring tijdens de verwijderingsfase (189 dB re 1 µPa rms op 1 m) (Kent et al., 2016). Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zullen daarmee significant lager zijn dan de geluideffecten van het heien tijdens de aanlegfase.

Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

Naar verwachting komt tijdelijk een slibpluim en opgewerveld zand vrij dat een tijdelijk negatief effect kan hebben op de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren in de directe omgeving van de werkzaamheden. Afgezet tegen de omvang van het totale leefgebied van zeezoogdieren en gezien het tijdelijke karakter is dit een verwaarloosbaar klein effect.

6.2.5 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

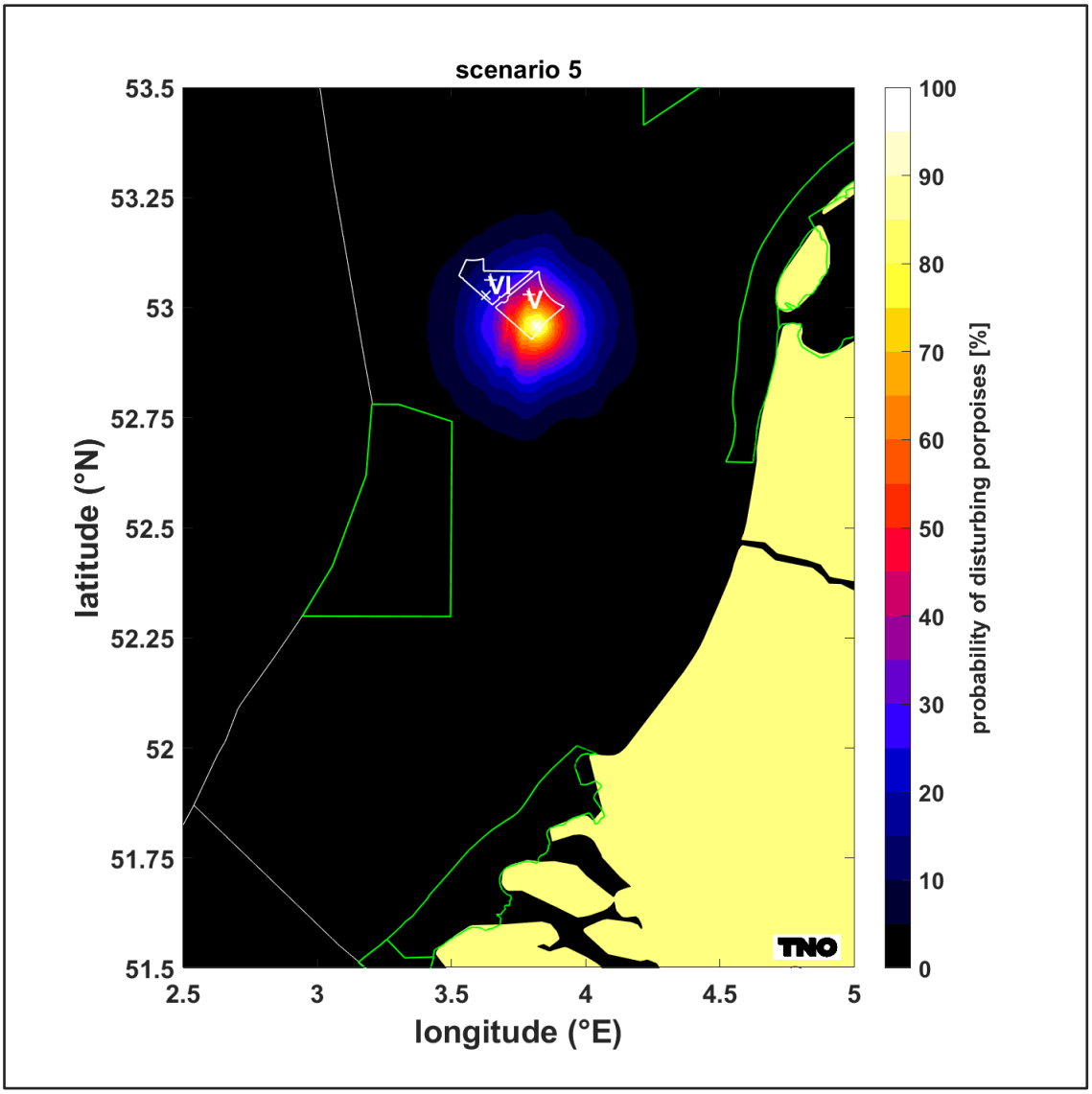
Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) zijn dermate klein dat ze wel op voorhand kunnen worden uitgesloten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Zie Figuur 6.8, waarin de verstoringscontour op basis van SEL_{SS} (750m) = 160 dB re 1 μPa^2s is weergegeven. Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is dus geen sprake van directe externe werking voor zee zoogdieren. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking). Gezien de grote afstand tot Natura 2000-gebieden die zijn aanwezen voor bruinvissen of zeehonden kan dezelfde conclusie getrokken worden bij het toepassen van de geluidsnorm SEL_{SS} (750m) = 164 dB re 1 μPa^2s.

Figuur 6.8 Voor bruinvissen effectief verstoord gebied, uitgedrukt als de kans op verstoring, door heien voor de constructie van windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren.



Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor 7 van de 12 onderzochte scenario's in Tabel 6.6 niet is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in IJmuiden Ver Gamma boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma in het KEC 4.0 is berekend. Het betreft alternatief 1c (overplantingsscenario 15% met 153 turbines) als wordt uitgegaan van een limiet voor het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s, evenals de alternatieven 1a t/m c en alternatief 2c als wordt uitgegaan van een geluidslimiet van SELSS (750 m) = 164 dB re 1 µPa2s. Voor de alternatieven 2a en b ligt het aantal bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de KEC 4.0 locatie als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELSS (750 m) = 164 dB re 1 µPa2s. Voor de vijf scenario's waarvoor het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen kleiner is dan het aantal dat voor de KEC 4.0 locatie is berekend (groen in Tabel 6.6) zijn negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen

van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking uit te sluiten. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) op de bruinvispopulatie namelijk zijn uit te sluiten.

Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 8 (cumulatieve effecten). De reden dat dit in het hoofdstuk cumulatie wordt behandeld is omdat effecten die in cumulatie zijn bepaald en deze voldoen aan de instandhoudingsdoelstelling, dit ook direct geldt voor de effecten van alleen kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grensoverschrijdende effecten

Een direct effect van de constructie van windturbines in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in buitenlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten, omdat de verstoringscontouren niet overlappen met buitenlandse Natura 2000-gebieden. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in buitenlandse Natura 2000-gebieden als gevolg van indirecte effecten, door tijdelijke afname van de totale omvang van het leef- en foerageergebied als gevolg van het hei-geluid, zijn ook uitgesloten, omdat berekeningen in dierverstoringsdagen (in cumulatie, zie hoofdstuk 8) laten zien dat er geen significant negatieve effecten zijn te verwachten voor de populatie bruinvissen. Er is dus ook geen sprake van significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden in het buitenland.

Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat de het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoorde en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 225 km2 (405 km2 bij een geluidslimiet van 164 dB) voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (557 km2 en 809 km2). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario’s is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (noord) in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SELSS = 160 dB re 1 µPa2s. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van SELSS = 168 dB re 1 µPa2s, berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn uit te sluiten. Dit betekent dat dit ook het geval is als ervan wordt uitgegaan dat lagere geluidsnormen van SELss (750) = 160 of 164 dB re 1 µPa2s worden toegepast. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

7 Stikstofdepositie

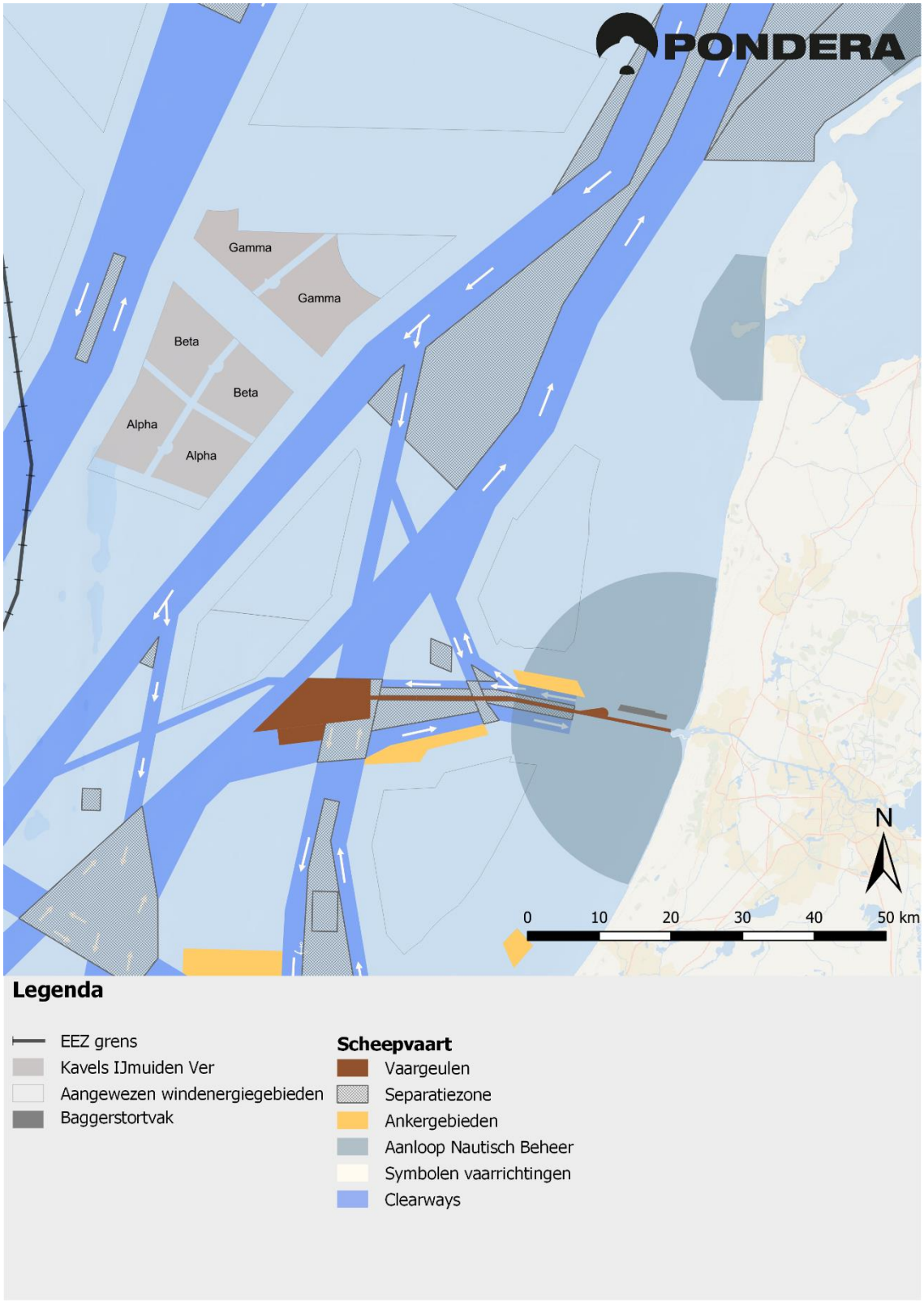
Bij de aanleg, de exploitatie en de verwijdering van een windpark op zee treden (tijdelijk) emissies van stikstofoxiden op. Schepen en installatiewerktuigen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. De neerslag (depositie) van stikstof kan de kwaliteit van plantengemeenschappen op land negatief beïnvloeden. Deze zijn beschermd binnen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen. Daarom wordt in deze Passende Beoordeling ook ingegaan op dit effect van stikstofdepositie als gevolg van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark.

De AERIUS-calculator[14] kan de verspreiding van stikstofemissies door de lucht simuleren, en daarmee berekenen welke deposities hierdoor verwacht worden ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden. Een belangrijke wijziging in de huidige versie van AERIUS-calculator[15] is dat er geen stikstofdepositie meer wordt berekend op afstanden groter dan 25 km vanaf de emissiebron. Dit is gedaan op basis van een kabinetsbesluit omdat effecten op grotere afstanden conform wetenschappelijke rapportages met de huidige rekeninzichten niet tot individuele projecten zijn toe te wijzen.[16] Er worden sindsdien enkel depositieresultaten berekend wanneer er Natura 2000-gebieden binnen een zone van 25 km rondom de emissiebronnen liggen. Als dat niet het geval is wordt er geen enkel depositieresultaat weergegeven, ongeacht de omvang van de stikstofemissies. Binnen de huidige versie van de AERIUS-calculator is het technisch gezien niet mogelijk om deposities op meer dan 25 kilometer te bepalen.

Het betekent voor de berekeningen in deze PB dat enkel het eerste deel van de transportroute vertrekkend vanuit de haven(s) zou kunnen bijdragen aan de depositieresultaten, omdat alleen dit deel binnen 25 kilometer van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden is gelegen. Echter, dit deel van de transportroute hoeft in het kader van onderhavige PB niet meegenomen te worden in de berekening omdat de schepen hier onderdeel uitmaken van het heersende verkeersbeeld dat past bij de (reeds vergunde) haven (zie Figuur 7.1). In de berekeningen is als uitgangspunt aangenomen dat de transporten vanuit de haven het heersende verkeersbeeld verlaten op een afstand van circa 15 km vanaf de kavelgrens, dus het laatste deel van de transportroute. Dit is gedaan omdat de transporten naar verwachting een groot deel van de route wegvallen in het heersende verkeersbeeld, met uitzondering dus van het laatste deel naar (en van) de kavel toe (af). Omdat hiermee alle emissiebronnen buiten de 25 km zone rondom Natura 2000-gebieden vallen, zal de AERIUS-calculator geen depositieresultaten berekenen en is een toename in stikstofdepositie op Natura 2000-gebieden op land op voorhand uit te sluiten. De werkzaamheden in de dichtstbijzijnde kavel zullen op minimaal circa 53 km afstand van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden plaatsvinden. De transporten van en naar de kavels die vallen buiten het heersende verkeersbeeld vinden plaats op ruim 40 km afstand. Met het ontbreken van depositieresultaten omdat de stikstofbronnen op meer dan 25 kilometer zijn gelegen van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden, kan geconcludeerd worden dat er geen significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht tijdens de aanlegfase, operationele fase alsook de verwijderingsfase.

[14] AERIUS-calculator is bedoeld voor vergunningverlening in het kader van de Omgevingswet. Het programma berekent de stikstofdepositie binnen Natura 2000-gebieden. Het geeft informatie over de bestaande achtergronddepositie, de kritische depositiewaarde (KDW) waarboven negatieve effecten niet meer zijn uit te sluiten, en de toename in depositie als gevolg van de ingevoerde emissiebronnen. De depositie wordt weergegeven in de eenheid mol stikstof / ha / jaar (mol/ha/jr).
[15] AERIUS-calculator, versie 2022.
[16] Zie kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346).

Figuur 7.1 Windenergiegebied IJmuiden Ver en verkeerscheidingsstelsel scheepvaart



8 Cumulatie

8.1 Vogels

8.1.1 Inleiding

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) (en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, Van der Wal et al. 2015)), dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. Bij het bepalen van welke bestaande en toekomstige te voorziene windmolenparken tot 2030 meegenomen moeten worden is er in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) gekeken naar de biogeografische regio's van vogels. De afbakening van het gebied dat meegenomen wordt in cumulatie is de Zuidelijke Noordzee. Bij deze keuze hebben vooral de karakteristieken van dit gebied en de functies die het heeft voor de relevante soorten een rol gespeeld. Dit gebied is een relatief ondiep (overwegend minder dan 200 m diep), warm en beschut gelegen deel van de NO Atlantische regio (Rijkswaterstaat, 2019).

De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op ca. 53 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

8.1.2 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

In dit hoofdstuk worden de cumulatieve effecten beschouwd op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden, zoals Europese Natura 2000-gebieden of Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk. Het gaat dus hier om vogels die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel Gamma van IJmuiden Ver. Uit hoofdstuk 6 blijkt dat verschillende zeevogels en trekvogels slachtoffer kunnen worden in kavel Gamma als gevolg van aanvaringen en/of habitatverlies.

Onder zeevogels kunnen volgens paragraaf 6.1.1 slachtoffers worden verwacht uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank, namelijk onder jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en zeekoet en uit Natura 2000-gebied Friese Front onder zeekoet.

Van deze soorten worden bij de zeekoet bijna uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht, met maximaal 1 aanvaringsslachtoffer als gevolg van een windpark in kavel Gamma. Op basis van verstoringsafstanden is het uitgesloten dat habitatverlies directe effecten kan hebben op deze soort in het Natura 2000-gebied Bruine Bank en Friese Front. Daarnaast worden aanvaringsslachtoffers onder zeekoeten uitsluitend bij hoge uitzondering verwacht en zijn ook in geen van de andere windparken in de directe omgeving van de Bruine Bank en Friese Front voorspeld (Leemans et al. 2019, van der Vliet et al. 2023) zodat geen cumulatieve effecten optreden. Voor in Natura 2000-gebieden beschermde alken is in paragraaf 6.1.1 te lezen dat er geen slachtoffers te verwachten zijn. Op basis hiervan kunnen significant negatieve cumulatieve effecten op zeekoeten en alken in Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Ook onder jan-van-gent, dwergmeeuw en grote mantelmeeuw uit het Natura 2000-gebied Bruine Bank kunnen slachtoffers vallen. Vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen wordt momenteel de aanname gedaan dat buiten het broedseizoen deze vogels zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee. Met andere woorden, alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee kunnen in potentie gebruik maken van alle Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van Natura 2000-gebieden. In de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) en in de aanvullingen daarvan (Potiek & Gyimesi 2023) zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee getoetst aan de ALI-norm. Hoewel deze ALI-normen oorspronkelijk ontworpen zijn voor toetsing op het niveau van soortenbescherming, is dit momenteel de enige kwantitatieve toets die in beoordelingen gebruikt kan worden voor de effecten van offshore windparken. Volgens de berekeningen in het KEC 4.0 en in de aanvulling daarvan is bij de jan-van-gent, dwergmeeuw en grote mantelmeeuw geen overschrijding van de ALI-normen te verwachten (Potiek et al. 2022b, Potiek & Gyimesi 2023). Op basis hiervan zijn significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Bruine Bank uit te sluiten. Ook toetsing aan de nieuwe ALI-normen (aangepast in 2023) leidt voor deze soorten tot eenzelfde conclusie.

8.1.3 Broedende kolonievogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). Zodoende kan het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel Gamma en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.1.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreiht	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
IJmuiden Ver Alpha + Beta	2	1	1
N-3.5	-	-	0
N-3.6	-	-	0
N-3.7	-	-	0
N-3.8	-	-	0
N-6.6	-	0	0
N-6.7	-	0	0
N-7.2	-	-	0
N-8.4	-	-	0
N-9.1	-	0	1
N-9.2	-	-	1
N-9.3	-	0	1
N-9.4	-	-	1
N-10.1	-	-	0
N-10.2	-	-	0
Nederwiek I	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaal aantal excl kavel Gamma (afgerond)	9	2	10
Max. aantal slachtoffers kavel Gamma	3,2	1,0	0,6
Totaal aantal incl. kavel Gamma	12,2	2,9	10,4
1%-mortaliteitsnorm	14	6	38

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen wordt getoetst aan de 1%-mortaliteitsnormen als genoemd in Tabel 6.2. Voor Duinen en Lage Land Texel wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van 12,2 berekend. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 14 voor dit gebied. Voor Duinen Vlieland wordt een maximaal cumulatief aantal

slachtoffers van 2,9 berekend. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 6 voor dit gebied. Tot slot wordt voor de Nederlandse Waddenzee een cumulatief aantal van 10,4 slachtoffers berekend. Ook voor dit gebied ligt dit onder de 1%-mortaliteitsnorm van 38 voor dit gebied. In alle gevallen bedraagt de berekende sterfte minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte van de soort. Om deze reden is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor ook geen effect op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van deze soort voor deze gebieden. Significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de broedvogelsoort kleine mantelmeeuw van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden met zekerheid uitgesloten.

8.1.4 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

8.1.5 Nieuwe cumulatieve berekeningen

In bijlage 1 bij deze PB zijn nieuwe cumulatieve vogelslachtofferberekeningen opgenomen. Deze paragraaf gaat in op de gevolgen van deze nieuwe berekeningen op de resultaten van deze PB. De belangrijkste redenen voor een update van de vogelslachtofferberekeningen zijn:

- In de PB's voor recente kavelbesluiten (voor IJmuiden Ver Alpha/Beta) werd tot dusver uitgegaan van het KEC 4.0 scenario (zomer 2021) voor de cumulatieve toetsing, waarbij alleen voor het desbetreffende windpark waarvoor het milieueffectrapport (MER) en de PB wordt opgesteld nieuwe slachtofferaantallen werden toegevoegd. Voor de overige windparken zijn in de cumulatieve toetsing de slachtoffers van het KEC 4.0 gehanteerd. Inmiddels zijn er t.o.v. KEC 4.0 ook meer gegevens bekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. Ook zijn voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en

Nederwiek 1 en in deze PB voor Gamma overplantingsscenario's opgesteld die in cumulatie dienen meegenomen te worden. Daarom zijn de gehanteerde aantallen slachtoffers van het KEC 4.0 gedateerd en geüpdatet in bijlage 1.

- De beschikbaarheid van nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels (Waggit et al. 2020), waarvan het KEC 4.0 nog niet uitging (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022b).

Uit deze cumulatiestudie uit bijlage 1 kan worden geconcludeerd dat op basis van de nieuwe berekeningen de cumulatieve effecten op vogels in dezelfde ordegrootte liggen dan eerder in deze PB is gepresenteerd. Nog steeds kunnen significant negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden voor broedvogels en niet-broedvogels worden uitgesloten.

8.2 Zeezoogdieren

8.2.1 Cumulatieve effecten zeezoogdieren - aanleg windpark in kavel Gamma

Afbakening

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Mogelijke effecten van continu geluid (waaronder scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven (zie bijlage 5 van het MER).

Cumulatiescenario geluidsberekening

In de geluidsberekening van de cumulatieve effecten op zeezoogdieren door impulsief geluid dat vrijkomt tijdens de aanlegfase zijn de volgende activiteiten meegenomen:

- heien van windturbinefunderingen[17];
- heien van de funderingen van het TenneT-platform;
- geofysisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

Het TenneT-platform heeft een zogenaamde jacketfundering, die met 16 palen in de zeebodem wordt verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid. Worst case is er, anders dan in het KEC 4.0 maar in overeenstemming met de vergunning, van uitgegaan het TenneT-platform niet op 3 maar 16 palen staat en dat er per dag 1 (turbine)paal wordt geheid in plaats van 2[18]. Voor het TenneT-platform is er conform het KEC 4.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s wordt toegepast, net als voor de funderingen van de windturbines.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van het heien van funderingen voor de

[17] Anders dan in de effectbeoordeling in paragraaf 6 wordt deze cumulatieve beoordeling gebaseerd op de afgeronde dierverstoringsdagen door aanleg van funderingen in kavel Gamma zonder de onzekerheidsmarge.
[18] https://www.rvo.nl/sites/default/files/2023-06/B04-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Gamma-fase-1.pdf

windturbines en TenneT-platforms. Het aantal dierverstoringsdagen door geofysisch onderzoek bleek zeer beperkt (1.600 dierverstoringsdagen bij 20 impulsdagen) en is mede door hun indicatieve karakter niet in het KEC 4.0 meegenomen voor de berekening van de (grens)waarde waarop populatie-effecten niet langer kunnen worden uitgesloten. De uitgangspunten voor deze berekening staan in bijlage 5 van het MER.

Cumulatieve effecten op bruinvissen

De resultaten van de geluidsberekeningen voor de cumulatieve effecten op bruinvissen door het heien van windturbinefunderingen en het TenneT-platform in kavel Gamma zijn opgenomen in Tabel 8.2 en Tabel 8.3. De berekeningen zijn uitgevoerd met een geluidsnorm van 160 dB en 164 dB (SEL_{ss} op 750m = 160/164 dB re 1 μPa^2s).

Tabel 8.2 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 1a, 1b, en 1c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Bruinvissen	**Impulsdagen (1a / 1b / 1c)**	**Dierverstoringsdagen (x 1000) (1a / 1b / 1c)**	
Geluidsnorm		**160 dB**	**164 dB**
Constructie TenneT-platform	16	7,5	
Aanleg monopilefunderingen	134 / 140 / 153	72 / 75 / 82	109 / 114 / 125
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**79 / 83 / 89**	**117 / 122 / 132**

Tabel 8.3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 2a, 2b, en 2c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Bruinvissen	**Impulsdagen (2a / 2b / 2c)**	**Dierverstoringsdagen (x 1000) (2a / 2b / 2c)**	
Geluidsnorm		**160 dB**	**164 dB**
Constructie TenneT-platform	16	7,5	
Aanleg monopilefunderingen	100 / 106 / 115	50 / 53 / 57	76 / 81 / 88
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	47 / 50 / 54	72 / 77 / 83
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	47 / 49 / 54	72 / 76 / 83
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**57 / 60 / 65**	**84 / 89 / 95**

Uit de resultaten blijkt dat her aantal dierverstoringsdagen voor bruinvissen bij een geluidsnorm van 160 dB (SEL_{ss} op 750m = 160 dB re 1 μPa^2s) in alternatief 1a, 2a, 2b, en 2c onder de in het KEC 4.0 berekende waarde van circa 80 duizend voor dit gebied blijft. Dat betekent dat voor deze alternatieven significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP door de aanleg van het windpark op voorhand zijn uit te sluiten. Echter, alternatief 1b en 2c overschrijden de waarde uit het KEC 4.0 wel bij een geluidsnorm van 160 dB. Bij een geluidsnorm van 164 dB overschrijdt het aantal dierverstoringsdagen voor bruinvissen de (grens)waarde uit het KEC 4.0 in elk alternatief. Bij overschrijding zijn significante populatie effecten niet op voorhand uit te sluiten. De gevolgen van het worst-case alternatief voor de het totale cumulatiescenario van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie op zee worden beschreven in paragraaf 8.2.2.

Kader 8.1 Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag (uit Deelrapport C, Samenvatting KEC 3.0, Rijkswaterstaat, 2019)

Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid door de bouw van de windparken voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. Uit berekeningen van Scheidat et al. (2013) blijkt dat volgens de methode van PBR de acceptabele grens voor het NCP ligt op 272 dieren/jaar voor alle activiteiten. Deze waarde heeft echter betrekking op directe sterfte en houdt geen rekening met het mogelijke indirecte effect van verminderde reproductie. Voor het stellen van acceptabele grenzen aan effecten op zeezoogdieren is van belang dat de staat van instandhouding van bruinvissen op het NCP als matig ongunstig is beoordeeld (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op grond van het tussentijdse advies van de commissie MER op het concept MER voor de kavels I en II van het windenergiegebied Borssele is daarom besloten dat de populatie van de bruinvis als gevolg van de aanleg van windparken niet verder mag afnemen dan tot 95% van de huidige populatie. Verder is als eis gesteld dat er een grote mate van zekerheid (95%) moet zijn dat de afname van de populatie door de aanleg van de windparken niet groter is. Op grond van gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) is geschat dat de populatie op het NCP uit 51.000 dieren bestaat (Scheidat, mond. mededel.). Dit betekent dat de totale populatie meer dan 48.450 dieren moet bedragen.

In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkrachtniveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid (95%) instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang, met de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030, kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Cumulatieve effecten op zeehonden

Gewone zeehond

De resultaten van de geluidsberekeningen voor de cumulatieve effecten op gewone zeehonden door het heien van windturbinefunderingen en het TenneT-platform in kavel Gamma zijn opgenomen in Tabel 8.4 en Tabel 8.5. De berekeningen zijn uitgevoerd met een geluidsnorm van 160 dB en 164 dB SEL_{ss} op 750m (dB re 1 μPa^2s).

Tabel 8.4 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 1a, 1b, en 1c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Gewone zeehonden	Impulsdagen (1a / 1b / 1c)	Dierverstoringsdagen (x 100) (1a / 1b / 1c)	
Geluidsnorm		**160 dB**	**164 dB**
Constructie platform	16	1,9	
Aanleg monopilefunderingen	134 / 140 / 153	19 / 20 / 22	36 / 38 / 42
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**21 / 22 / 24**	**28 / 40 / 44**

Tabel 8.5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 2a, 2b, en 2c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Gewone zeehonden	Impulsdagen (2a / 2b / 2c)	Dierverstoringsdagen (x 100) (2a / 2b / 2c)

Geluidsnorm		160 dB	164 dB
Constructie platform	16	1,9	
Aanleg monopilefunderingen	100 / 106 / 115	13 / 14 / 15	24 / 26 / 28
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	22 / 24 / 26
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	22 / 24 / 26
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**15 / 16 / 17**	**26 / 28 / 30**

Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en het TenneT platform in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierverstoringsdagen voor de gewone zeehond voor alle alternatieven ruim onder de (grens)waarde die voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Alternatief 1c komt met 4.400 dierverstoringsdagen het hoogste uit maar blijft daarmee nog ruim onder de (grens)waarde van 7.210 dierverstoringsdagen uit het KEC 4.0. Dat betekent dat in alle alternatieven significante gevolgen voor de populatie gewone zeehonden op het NCP door de aanleg van het windpark zijn uit te sluiten.

Grijze zeehond

De resultaten van de geluidsberekeningen voor de cumulatieve effecten op grijze zeehonden door het heien van funderingen van windturbines en het TenneT-platform in kavel Gamma zijn opgenomen in Tabel 8.6 en Tabel 8.7. De berekeningen zijn uitgevoerd met een geluidsnorm van 160 dB en 164 dB (SEL_{ss} op 750m = 160/164 dB re 1 μPa^2s).

Tabel 8.6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 1a, 1b, en 1c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Grijze zeehonden	Impulsdagen (1a / 1b / 1c)	Dierverstoringsdagen (x 100) (1a / 1b / 1c)	
Geluidsnorm		**160 dB**	**164 dB**
Constructie platform	16	2,6	
Aanleg monopilefunderingen	134 / 140 / 153	20 / 21 / 23	26 / 42 / 45
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**20 / 22 / 24**	**28 / 43 / 47**

Tabel 8.7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door het heien van funderingen voor windturbines en het TenneT-platform in alternatief 2a, 2b, en 2c bij een geluidsnorm van SEL_{ss} (750m) = 160 dB en 164 dB re 1 µPa2s. Rode/groene cijfers overschrijden de (grens)waarde uit het KEC 4.0 wel/niet.

Grijze zeehonden	**Impulsdagen (2a / 2b / 2c)**	**Dierverstoringsdagen (x 100) (2a / 2b / 2c)**	
Geluidsnorm		**160 dB**	**164 dB**
Constructie platform	16	2,6	
Aanleg monopilefunderingen	100 / 106 / 115	13 / 14 / 15	26 / 28 / 30
Aanleg Tripod-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	24 / 25 / 27
Aanleg Jacket-funderingen	100 / 106 / 115	12 / 13 / 14	24 / 25 / 27
Totaal funderingen turbines en platform (max.)		**15 / 16 / 17**	**26 / 28 / 30**

Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en het TenneT platform in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierverstoringsdagen voor de grijze zeehond voor alle alternatieven ruim onder de (grens)waarde die voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Alternatief 1c komt met 4.700 dierverstoringsdagen het hoogste uit maar blijft daarmee nog ruim onder de (grens)waarde van 7.460 dierverstoringsdagen uit het KEC 4.0. Dat betekent dat in alle alternatieven significante gevolgen voor de populatie grijze zeehonden op het NCP door de aanleg van het windpark zijn uit te sluiten.

8.2.2 Cumulatieve effecten - Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Achtergrond berekeningen voor het KEC 4.0

Hieronder volgen eerst de resultaten op basis van de in het KEC 4.0 gebruikte uitgangspunten. Onderaan deze paragraaf staan deze resultaten geactualiseerd n.a.v. de meest recente inzichten.

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid (95%) kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft (zie KEC 4.0 en Kader 8.1). Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld.

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 8.8). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s. Voor de kavels Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 mPa^2s. Omdat met het toepassen van deze geluidsnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidsnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s uitgevoerd.

Tabel 8.8 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten (KEC 4.0 scenario's). IJmuiden Ver = IJmuiden Ver Alpha & Beta, IJmuiden Ver (noord) = IJmuiden Ver Gamma, Zoekgebied 1 (zuid) = Nederwiek I, Zoekgebied 1 (noord) = Nederwiek II & III, Zoekgebied 2 (noord) = Lagelander, Zoekgebied 5 (oost) = Doordewind

Energieakkoord en oorspronkelijke routekaart 2030	**Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)**		
	I	**II**	**III**
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Hollandse Kust (zuid) III/IV	
Hollandse Kust (noord)		Hollandse Kust (noord)	
Hollandse Kust (west) VI/VII		Hollandse Kust (west) VI/VII	
Ten noorden van de Waddeneilanden		Ten noorden van de Waddeneilanden	
IJmuiden Ver (Alpha & Beta)		IJmuiden Ver (Alpha & Beta)	
Ca. 10 GW	**10,7 GW**	**Ca. 10 GW**	**10,7 GW**
Routekaart 2030 inclusief versnelling	**20,7 GW**	**22,7 GW**	**26,7 GW**

Bruinvissen

De voor het KEC 4.0 berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.9 (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver (Alpha, Beta & Gamma) en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm niet wordt overschreden (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 8.9 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling (Heinis & de Jong et al., 2022). Geluidnorm: SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha en Beta + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten. Zie paragraaf 4.3 van bijlage 5 voor toelichting.

Resultaat	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	$23,9 \times 10^6$	$23,8 \times 10^6$	$23,7 \times 10^6$
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	$1,4 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$1,2 \times 10^6$
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	**2,9%**	**2,6%**	**2,3%**

In aanvullende berekeningen zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvissen berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm (Heinis, 2023). Er is daarbij voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver I-IV (Alpha en Beta), V en VI (Gamma / IJmuiden Ver noord) en Nederwiek I (= zoekgebied 1 zuid) berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 μPa2s in plaats van SELss (750) = 160 dB re 1 μPa2s die in het KEC 4.0 is gehanteerd. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast.

Om een beeld te krijgen van het effect van een hogere geluidsnorm op het totale cumulatiescenario uit het KEC 4.0 is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 8.8). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekening zijn weergegeven in Tabel 8.10.

Uit de aanvullende berekeningen blijkt dat uitstel van het verlagen van de geluidsnorm van 168 dB naar 160 dB tot na de aanleg van Nederwiek I mogelijk is zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor de kavels Alpha, Beta en Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en een geluidnorm van 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

Tabel 8.10 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III, zie Tabel 4-7). Bvvd = bruinvisversoringsdagen.

Variant	Bvvd /	Populatiereductie		
	x1000	# dieren	%	
IJmuiden Ver Alpha, Beta en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3	KEC 4.0
IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4	Interpolatie
IJmuiden Ver Alpha, Beta en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9	KEC 4.0

N.B. In het scenario is voor IJmuiden Ver Gamma uitgegaan van 134 turbines van 15 GW. Dit komt overeen met alternatief 1a. Dit is de worst case, omdat bij toepassing van een limiet aan de hoeveelheid geproduceerd geluid de effecten bij alternatieven met (een kleiner aantal) turbines van 20 MW altijd lager zullen zijn. Door aanleg van de twee overplantingsscenario's (alternatieven 1b en 1c) neemt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen in het cumulatiescenario iets toe, maar dit heeft geen noemenswaardige gevolgen voor de procentuele afname van de bruinvispopulatie (respectievelijk 0,02 en 0,06 procentpunt). Afgerond blijft de totale afname in het cumulatiescenario 3,4%.

Herziene uitgangspunten voor bruinvissen n.a.v. recente inzichten

In de scenario's die zijn doorgerekend voor het KEC 4.0 is het aantal palen voor de fundering van de Tennet platforms voor de windparken IJmuiden Ver (Alpha, Beta en Gamma) en Nederwiek I onderschat. Bovendien is er voor de berekeningen in het KEC 4.0 van uitgegaan dat 2 palen per dag zouden worden geheid, terwijl dat er conform de vergunningvoorschriften voor net op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta worst case één per dag kan zijn[19]. Daarnaast maakte de ontwikkeling van een windpark in gebied Ten noorden van de Waddeneilanden onderdeel uit van het KEC 4.0 scenario voor de periode 2016 – 2030. Dit windpark zal pas na 2030 worden aangelegd.

In onderstaande Tabel 8.11 is het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het meest recente scenario voor de aanleg van wind op zee in periode 2016 – 2030 op basis van deze nieuwe inzichten aangepast. Voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I is worst case uitgegaan van een opstelling met 153 turbines van 15 MW (15% overplanting). Voor deze windenergiegebieden èn de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha & Beta is ervan uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s wordt opgelegd bij de heiwerkzaamheden voor de turbinefunderingen. Overige geluidnormen voor het heien van funderingen voor turbines en TenneT-platforms zijn in overeenstemming met de (ontwerp)kavelbesluiten.

Het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van het geactualiseerde cumulatiescenario op basis van de meest recente routekaart 2030 en de (ontwerp)kavelbesluiten ligt in dezelfde orde van grootte als die van de kleinste versnellingsvariant waarvoor t.b.v. het KEC 4.0 berekeningen zijn uitgevoerd (zie Tabel 8.9). Voor deze variant werd met het Interim PCoD model en een betrouwbaarheid van minimaal 95% een populatieafname van 2,3% berekend. Dit is minder dan de maximaal toelaatbare reductie van de bruinvispopulatie van 5%. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

[19] https://www.rvo.nl/sites/default/files/2022-06/B02-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Alpha-fase-1.pdf, https://www.rvo.nl/sites/default/files/2022-05/Ontheffing-Wet-natuurbescherming-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Beta.pdf https://www.rvo.nl/sites/default/files/2023-06/B04-Ontheffing-Wnb-Net-op-zee-IJmuiden-Ver-Gamma-fase-1.pdf

Tabel 8.11 Schatting van de populatiereductie voor bruinvissen van de ontwikkeling van windenergie op zee in de periode 2016 – 2030 volgens de meest recente routekaart 2030 (10 juni 2022).

	Heidagen		Geluidsnorm (SELss dB)			Bruinvis-verstoringsdagen
Windenergiegebied	Turbines	Platform	Turbines	Platform	Cf. KEC 4.0	x 1000
Borssele 1	50		169	169	ja	47
Borssele 2	50		169	169	ja	26
Borssele 3	42		170	170	ja	35
Borssele 4	42		170	170	ja	45
Borssele 5 – Two towers	5		170	170	ja	2
Hollandse Kust zuid I	38		173	173	ja	46
Hollandse Kust zuid II	38		173	173	ja	42
Hollandse Kust noord (V)	72		170	170	ja	97
Hollandse Kust zuid III	38		173	173	ja	39
Hollandse Kust zuid IV	38		173	173	ja	33
Hollandse Kust west (VI-VII)	123		168	168	ja	153
IJmuiden Ver Alpha – Beta	268	2 x 16	164		nee	276
IJmuiden Ver Gamma	153	1 x 16	164		nee	132
Nederwiek I	153	1 x 20	164		nee	143
Nederwiek II – III	200	2 x 6	160		ja	110
Hollandse Kust west (VIII)	50		160	160	ja	32
Totaal						**1.257**
Populatiereductie						**ca. 2,3%**

Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten uit KEC 4.0 van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.12 en Tabel 8.13. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s voor de windenergiegebieden van de oorspronkelijke Routekaart 2030 (inclusief de kavels Alpha en Beta van IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten van KEC 4.0 blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is[20]. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook.

[20] In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de vital rates (overlevingskans en voortplantingssucces).

Tabel 8.12 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidsnorm: SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 μPa^2s voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidsnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10 GW	10 GW	10 GW
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 8.13 Als Tabel 8.12 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10 GW	10 GW	10 GW
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

8.2.3 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden

Het maximale gebied waarbinnen zeezoogdieren verstoord kunnen worden door de komst van een windpark in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver overlapt niet met Natura 2000-gebieden. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de gepresenteerde resultaten in paragraaf 8.2.2 blijkt dat significante cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie op het NCP door de uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode van 2016-2030 zijn uit te sluiten. Hierbij is uitgegaan van een geluidsnorm van 164 dB (SELss (750) in dB re 1 μPa^2s) voor de kavels Alpha, Beta en Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van windenergiegebied Nederwiek en een geluidnorm van 160 dB (SELss (750) in dB re 1 μPa^2s) voor de overige windenergiegebieden van de versnellingsopgave tot 2030. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de gepresenteerde resultaten in paragraaf 8.2.2 blijkt dat significante cumulatieve effecten op de zeehondenpopulaties op het NCP door de uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode van

2016-2030 zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

9 Literatuurllijst

Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.

Aarts, G., 2021. Memo “Estimated distribution of grey and harbour seals” for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.

de Backer, A., L. Wyns & K. Hostens, 2021. Continued expansion of the artificial reef effect in soft-sediment epibenthos and demersal fish assemblages in two established (10 years) Belgian offshore wind farms. In: S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (Eds.), Memoirs on the Marine Environment. Blz. 61-68. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.

Baerwald, E.F., G.H. D’Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology 18: 695-696.

Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Seapotentially affected by offshore windfarms. ICES Journal of Marine Science, 77: blz. 1227–1237.

Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: Offshore Wind Energy. Springer. Pp. 223-234.

Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS ONE 7(3): e33052.

Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. Advances in Experimental Medicine and Biology 875: 91-100.

Boon, A.R., S. Dirksen, M.F. Leopold & A. Brenninkmeier. 2012. A methodological update of the Framework for the Appropriate Assessment of the ecological effects of Offshore Windfarms at the Dutch Continental Shelf. Deltares.

Boonman, M. & M. Japink, 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore wind farms. Report 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.

Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011

Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Mar. Ecol. Prog. Ser. 596: 213 – 232.

Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders. 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms”. Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10.

Brasseur, S. M. J. M. (2017). Seals in motion: how movements drive population development of harbour seals and grey seals in the North Sea (Doctoral dissertation, Wageningen University and Research).

Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.

Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise Phocoena phocoena in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.

Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. Biological Conservation, 262: 109297.

Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) “The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology.” Springer Science and Business Media, New York, NY, p 423−426.

Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (Dicentrarchus labrax) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. PloS one 9(10): e109280.

Degraer, S., W. Courtens, J. Haelters, K. Hostens, T. Jacques, F. Kerckhof, E. Stienen & G. Van Hoey (2010). Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 132 pp.

Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A synthesis. Oceanography, 33(4), 48–57. https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405

Descamps, S., M.R. Forbes, H.G. Gilchrist, O.P. Love & J. Bêty, 2011. Avian cholera, post-hatching survival and selection on hatch characteristics in a long-lived bird, the common eider Somateria mollisima. Journal of Avian Biology 42(1): 39-48.

Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202: 59-68.

Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/ media.php /.../wka_fmaus.xls.

Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci. 4(4):22-26.

Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?.Aquatic Toxicology 209: 150-158.

Fijn, R.C. & J.W. de Jong 2019. Vogelwaarden van een mogelijk Natura 2000-gebied Bruine Bank. Populatieschattingen van kwalificerende, begrenzende en niet-kwalificerende soorten binnen drie mogelijke gebiedsbegrenzingen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2020. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2019-2020. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 20.22, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M.S.J. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het

Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

Garthe, S., V. Peschko, U. Kubetzki & A.-M. Corman, 2017. Seabirds as samplers of the marine environment–a case study of northern gannets. Ocean Science 13(2): 337.

Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.

Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.

Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.

Geelhoed, S.C.V., Verdaat, H., Wilkes, T. (2022). Effects of electromagnetic fields generated by Borssele export cables on harbour porpoise acoustic activity. Wageningen University & Research report C067/22.

Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.

Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.

Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).

Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. R. Soc. Open sci. 6: 190335.

Gyimesi, A., J.J., Leemans, M. Schutter, J.W. de Jong A. Potiek & R.P. Middelveld, 2021. Achtergronddocument voor Passende Beoordeling Aanvullend ontwerp Programma Noordzee. Rapport 21-199. Bureau Waardenburg, Culemborg

Heesen, H.J.I., N. Daan & J.R. Ellis, 2015. Fish atlas of the Celtic Sea, North Sea, and Baltic Sea - Based on international research-vessel surveys. Wageningen Academic Publishers, KNNV Publishing.

Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.

Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.

Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.

Heinis, F., 2023. Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver - Effecten van aanleg windpark in kavel Gamma op zeezoogdieren. Eindrapport d.d. 17 augustus 2023.

JNCC, 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint Nature Conservation Committee

Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.

Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (Phocoena phocoena) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.

Geelhoed, S. C., Janinhoff, N., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2020). Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2019 (No. C016/20). Wageningen Marine Research.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, Pipistrellus nathusii, depends on seasonality and weather conditions. Animals 11(12): 3442.

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, Ijmuiden.

Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.

Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.

Lucke, K., U. Siebert, P.A. Lepper & M.-A. Blanchet, 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (Phocoena phocoena) after exposure to seismic airgun stimuli," J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060–70.

Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.

Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027.

Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.

Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise Phocoena phocoena in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.

Ministerie van LNV, Besluit Natura 2000-gebied Waddenzee, zie: https://www.natura2000.nl/gebieden/friesland/waddenzee/waddenzee-aanwijzing

Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.

Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. Methods in Ecology and Evolution 7: 836-842.

New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.

NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. AMBIO 36: 630-634.

Paelinckx, D., K. Sannen, V. Goethals, G. Louette, J. Rutten & M. Hoffmann, 2009. Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en de soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6. INBO, Brussel.

Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (Uria aalge) during the breeding season. Marine Biology 167(8).

Petersen, I.K., T.K. Kjær, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Århus, Denmark, National Encironmental Research Institute, Department of Wildlife Ecology and Biodiversity.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavolga, 2014. ASA S3 s−1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s−1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A. & A. Gyimesi, 2023. Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027. Rapport. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Prins, et al, Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms', 2008

Ravon, 2021a. Zeeprik. https://www.ravon.nl/Soorten/Soortinformatie/zeeprik. Geraadpleegd op 05/03/2024.

Ravon, 2021b. Fint. https://www.ravon.nl/Soorten/Soortinformatie/fint. Geraadpleegd op 05/03/2024.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030. Deelrapport C: Samenvatting

Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12: 261-274.

Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. Open Journal of Marine Science 2013, 3.

SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the

Shortlist Masterplan Wind ‘Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf’. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.

Snoek, R., R de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.

Soldaat, L., & Poot, M. (2020). Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee-Kwaliteitsborging IHM 2019. Centraal Bureau voor de Statistiek.

Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022a. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC (“Kader Ecologie en Cumulatie”) 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022b. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.

Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. J. Acoust. Soc. Am. 125: 3766 – 3773.

Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 29(S1):242 253.

Van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.

Van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, J. Kraal, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi. 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel Gamma: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 23-153. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Vanermen, N., E.W.M. Stienen, T. Onkelinx, W. Courtens & M. Van de Walle, 2011. Seabirds & offshore wind farms: Power and impact analyses 2010. in S. Dagraer,R. Brabant &B. Rumes (Ed.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Blz. 93-129. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. Brussel.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. Journal of Applied Ecology 57(2): 253-269.

Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.

Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. Ices Journal of Marine Science 64: 1457-1462.

Weston, D.E. 1971. Intensity-range relations in oceanographic acoustics. Journal of Sound and Vibration 18(2), pp 271-287.

Weston, D.E. 1976. Propagation in water with uniform sound velocity but variable-depth lossy bottom', Journal of Sound and Vibration 47(4), pp 473-483.

Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. J. Acoust. Soc. Am. 147 (6): 3948 3958.

Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden



J.J. Leemans
J.J. Kraal
N. Heida
A. Potiek
A. Gyimesi

WAARDEN BURG Ecology

we consult nature.

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario’s

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi



WAARDEN BURG Ecology

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	23-442
Projectnummer:	23-0410
Datum uitgave:	28 augustus 2024
Projectleider:	dr. A. Gyimesi
Tweede lezer:	R. Fijn *MSc.*
Controle analyse en berekeningen:	J.J. Leemans *MSc.*, dr. A. Potiek
Opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	email dd 9 okt 2023

Graag citeren als: Leemans J.J., J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi 2023. Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's, Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Rapport 23-442. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: offshore windparken, cumulatieve berekeningen, aanvaring, CRM, habitatverlies, populatiemodel, ALI

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult / Ministerie van Economische Zaken
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de brancheverenigingen Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Voorwoord

Voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Gamma heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd over de effecten op vissen, benthos, vleermuizen en vogels. In deze rapportage zijn ook de cumulatieve effecten getoetst. Onderhavige rapportage betreft een vervolgopdracht om nieuwe slachtofferberekeningen en vervolgens nieuwe cumulatieve toetsingen op vogels uit te voeren voor aanvullende windparkscenario's. Vanwege de grote tijdsdruk op offshore windenergie-ontwikkelingen wordt de rapportage als een groeidocument gepresenteerd: in eerste instantie werden resultaten voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta gepresenteerd. In de huidige versie van het document zijn deze aangevuld door uitkomsten voor de windparken IJmuiden Ver Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Voor dit laatste windpark zijn in voorliggend rapport geen cumulatieve berekeningen voor broedvogels en trekvogels uitgevoerd, deze zullen in de MER fase gedaan worden. Vanuit het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat heeft Ufuk Kilinç het project begeleid. Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door Sergej van de Bilt en Joost Sissingh. Wij danken hen voor de prettige samenwerking. Daarnaast heeft Pondera ook het samenvattende hoofdstuk over de gevolgen van de resultaten van deze cumulatiestudie voor het MER, Soortentoets en Passende Beoordeling van IJmuiden Ver Gamma geleverd.



Inhoud

Voorwoord **4**

1 Inleiding **7**

1.1 Aanleiding 7

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten 8

2 Materiaal en methode **9**

2.1 Windparken 9

2.1.1 Windparkscenario's 9

2.1.2 Windpark en turbine data 10

2.2 Lokale vogels 12

2.2.1 Vogeldichtheden 12

2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers 14

2.2.3 Berekening habitatverlies 17

2.2.4 Populatiemodellen 18

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 19

2.3.1 Berekening aanvaringen 19

2.3.2 Berekening habitatverlies 20

2.3.3 Cumulatieve beoordeling 21

2.4 Trekvogels 21

3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario **24**

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta 24

3.1.1 Lokale vogels 24

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 29

3.1.3 Trekvogels 32

3.2 IJmuiden Ver Gamma 33

3.2.1 Lokale vogels 33

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 37

3.2.3 Trekvogels 40

3.3 Nederwiek I 42

3.3.1 Lokale vogels 42

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 45

3.3.3 Trekvogels 48

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden 50
3.4.1 Lokale vogels 50
4 Beoordeling effecten op populatieniveau 54
4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels 54
4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's 54
4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's 54
4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 57
4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 58
4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden 58
4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden 61
4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden 61
4.4 Trekvogels 62
5 Samenvatting 67
6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma 70
Literatuur 78
Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 80
Bijlage II Windpark data 117
Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit 121
Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 122



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Voor de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor kavel Alpha en Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd waarin onder andere de cumulatieve effecten op vogels zijn getoetst. Hierbij werden voor kavel Alpha de worst-case scenario's 134x15MW en voor kavel Gamma 153x15MW turbines in beschouwing genomen.

Onderhavig rapport betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een beoordeling van nieuwe aanvullende cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.
De belangrijkste redenen voor een update van de vogelslachtofferberekeningen voor de verschillende milieueffectrapportages zijn:

- In de verschillende milieueffectrapportages werd tot dusver uitgegaan van het KEC 4.0 scenario (zomer 2021) voor de cumulatieve toetsing, waarbij alleen voor het desbetreffende windpark waarvoor het milieueffectrapport (MER) wordt opgesteld nieuwe slachtofferaantallen werden toegevoegd. Voor de overige windparken zijn in de cumulatieve toetsing de slachtoffers van het KEC 4.0 gehanteerd. Inmiddels zijn er t.o.v. KEC 4.0 ook actuelere gegevens bekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. Daarom zijn de gehanteerde aantallen slachtoffers van het KEC 4.0 gedateerd.
- De beschikbaarheid van nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels (Waggit *et al.* 2020), waarvan het KEC 4.0 nog niet uitging (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022).
- Het kunnen toestaan van nog niet eerder beschouwde overplantingsalternatieven (115 windturbines van 20 MW = 2.300 MW) in de kavelbesluiten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.

Op basis van de onderzoeksresultaten in het MER van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (van der Vliet *et al.* 2023) is gebleken dat de milieueffecten van het overplantingsalternatief met 115 windturbines van 20 MW (samen 2.300 MW) in bijna alle gevallen gunstiger zijn dan de alternatieven met 15 MW windturbines, met name bij de relevante ecologische thema's zoals zeevogels, vleermuizen en onderwatergeluid. Daarom is in onderhavig onderzoek voor de verschillende onderzochte cumulatieve scenario's ook het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW meegenomen, om te bezien of overplanting met 20 MW turbines in de windparken past binnen de ecologische normen voor vogels. In het MER voor IJmuiden

Ver Gamma en Nederwiek I wordt niet alleen een overplantingsalternatief van 115 turbines van 20 MW (2.300 MW) beoordeeld, maar ook een overplantingsalternatief met 15 MW turbines, dus een alternatief met 153 turbines van 15 MW (2.295 MW) als worst-case scenario. De berekeningen voor voorliggende rapportage zijn ook voor dit alternatief uitgevoerd en de resultaten gepresenteerd.

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten

IJmuiden Ver Alpha en Beta

Het MER en de kavelbesluiten van kavel Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn eind 2023 gepubliceerd. Onderhavig rapport kan worden gezien als een oplegger op het MER waarin de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing zijn geüpdatet op basis van nieuwe inzichten voor het alternatief met 134 windturbines van 15 MW (2.010 MW samen). Bovendien wordt er middels deze oplegger een overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen) toegevoegd als aanvulling op het MER. De informatie in onderhavig rapport wordt gebruikt in aparte oplegnotities voor de MER'en van kavels Alpha en Beta waarin een effectbeoordeling wordt gegeven voor het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (Sissingh & van de Bilt 2023a, b).

IJmuiden Ver Gamma

Het MER voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt begin 2024 afgerond. In onderhavig rapport worden de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing geüpdatet op basis van nieuwe uitgangspunten voor de overplantingsalternatieven met 153 windturbines van 15 MW (2.295 MW samen) en van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen).

Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

De MER'en voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dienen nog opgesteld te worden. De uitkomsten van onderhavig rapport kunnen integraal verwerkt worden in deze nog op te stellen milieueffectrapportages.



2 Materiaal en methode

In dit hoofdstuk worden de gebruikte data, aannames en uitgangspunten gepresenteerd. Deze kunnen afwijken van wat in de MER'en van windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma gebruikt is. Zo zijn nieuwe windparkscenario's doorgerekend (§2.1.1), nieuwe vogeldichtheden gebruikt (§**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**) en worden de slachtofferberekeningen voor alle windparken op identieke wijze opnieuw gedaan (zie beschrijving in dit hoofdstuk). De overige aannames, de gebruikte modellen en de parameterwaarden in de modellen zijn conform de laatste soortspecifieke berekeningen voor IJmuiden Ver Gamma (van der Vliet *et al.* 2023), maar worden voor de duidelijkheid ook in voorliggend rapport zo volledig mogelijk gepresenteerd. Ten opzichte van het KEC 4.0 betreffen de aanpassingen nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023).

2.1 Windparken

2.1.1 Windparkscenario's

Voor dit rapport hebben we effectbeoordelingen uitgevoerd voor verschillende cumulatieve windparkscenario's. Dit zijn acht scenario's, aangeleverd door het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (Tabel 2.1), met combinaties van bestaande windparken op het Nederlands Continentaal Plat en toekomstige windparken. Deze scenario's hebben we doorgerekend op nationaal niveau en op internationaal niveau. Op het **nationale** niveau zijn in ieder scenario enkel de windparken meegenomen die zijn opgenomen in Tabel 2.1. Op het **internationale** niveau zijn aanvullend op de Nederlandse windparken in ieder scenario ook buitenlandse windparken meegenomen. Hierbij is uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat op het internationale niveau, aanvullend op de Nederlandse windparken (Tabel 2.1), voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle buitenlandse windparken meegenomen worden die gebouwd worden t/m 2029. Voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn dit alle buitenlandse windparken t/m respectievelijk 2030 en 2031. De bestaande windparken OWEZ en Prinses Amalia (PAWP) benaderen het eind van de levensduur en vergunde termijn en worden volgens de huidige verwachtingen in de komende jaren afgebroken. Daarom vormen deze windparken van geen van de cumulatiescenario's een onderdeel. De verschillende genummerde scenario's hebben elk een 'a' en 'b' alternatief. Het 'a' alternatief van elk scenario gaat bij de toekomstige windparken (dus vanaf windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta) uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting. In de

MER'en voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I wordt ook overplanting van de 15 MW alternatieven onderzocht. In tegenstelling tot het MER voor Nederwiek I, is in het MER voor IJmuiden Ver Gamma nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* 2020. In voorliggend rapport zijn deze aanvullende slachtofferberekeningen ook voor IJmuiden Ver Gamma uitgevoerd en worden samen met de resultaten voor Nederwiek I voor het worst-case scenario met 15% overplanting van 15 MW turbines (= 153 turbines van 15 MW) gepresenteerd. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

2.1.2 Windpark en turbine data

De meeste gegevens over configuratie van de Nederlandse windparken (aantallen en type turbines, vermogens, ashoogtes en rotordiameters) zijn door EZK aangeleverd (Tabel 2.2). Voor toekomstige windparken heeft EZK aannames gedaan over bijvoorbeeld de vermogens en rotordiameters van turbines. Gegevens voor de internationale windparken zijn conform het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) gebruikt (Bijlage II). Voor de variabelen rotatiesnelheid, pitch en bladbreedte is één waarde per windturbinevermogen gebruikt (Bijlage III). Onbekende waarden voor deze variabelen voor bepaalde vermogens zijn berekend op basis van extrapolatie van bekende cijfers. Gebaseerd op informatie gekregen van RWS van windparkeigenaren wat betreft windbeschikbaarheid en onderhoud van de windturbines is de aanname gemaakt dat windparken overdag 90% van de tijd operationeel zijn in de lente en zomer. Vervolgens hebben we een gewogen gemiddelde over de gehele dag genomen, met 90% operationaliteit overdag voor 9 uur van de dag en 100% voor de resterende uren, resulterend in een gemiddelde van 96,25% operationaliteit in de maanden maart tot augustus, en 100% voor de rest van het jaar. Daarnaast is voor toekomstige windparken in Nederland een gangbare tiplaagte van 25 meter aangenomen.

Tabel 2.1 *Overzicht van de verschillende cumulatieve scenario's, met het aantal turbines en aantal megawatt (MW) van de turbines in de betreffende windparken per scenario.*

Scenario Windpark	1a Cumulatie Ijver Alpha + Beta 15MW	1b Cumulatie Ijver Alpha, Beta 20MW	2a Cumulatie Ijver Gamma 15MW	2b Cumulatie Ijver Gamma 20MW	3a Cumulatie Nederwiek I 15MW	3b Cumulatie Nederwiek I 20MW	4a Cumulatie TNW 15MW	4b Cumulatie TNW 20MW
Luchterduinen	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW
Gemini	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW
Borssele I en II	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW
Borssele III en IV	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW
Borssele V	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW
Hollandse Kust (zuid) I en II	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW
Hollandse Kust (zuid) III en IV	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (noord) V	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (west) VI	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW
Hollandse Kust (west) VII	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW
IJmuiden Ver Alpha	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Beta	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Gamma			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Nederwiek I			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Ten Noorden van de Waddeneilanden							47 x 15MW	35 x 20MW

Tabel 2.2 *Parameters van de beide turbinetypes die zijn gebruikt bij de berekeningen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.*

Turbine	rotordiameter (m)	ashoogte (m)	# bladen	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
15MW	236	143	3	6,757	8,4	4,285
20MW	280	165	3	8,114	8,6	3,571

2.2 Lokale vogels

Sterfte onder lokale vogels is berekend voor de vijftien soorten die ook in de verschillende MER'en behandeld worden. Deze soorten zijn de geselecteerd uit een lange lijst soorten, als meest relevante vanwege dan wel aanwezigheid, dan wel gevoeligheid van de effecten van offshore windparken (Rijkswaterstaat 2015, 2019).

- Grote mantelmeeuw *Larus marinus*
- Kleine mantelmeeuw *Larus fuscus*
- Zilvermeeuw *Larus argentatus*
- Dwergmeeuw *Hydrocoloeus minutus*
- Drieteenmeeuw *Rissa tridactyla*
- Jan-van-gent *Morus bassanus*
- Grote jager *Stercorarius skua*
- Kleine jager *Stercorarius parasiticus*
- Noordse stormvogel *Fulmarus glacialis*
- Grote stern *Thalasseus sandvicensis*
- Visdief/noordse stern *Sterna hirundo/paradisaea*
- Alk *Alca torda*
- Papegaaiduiker *Fratercula arctica*
- Zeekoet *Uria aalge*
- Ongedetermineerde duiker *Gavia spp.*

2.2.1 Vogeldichtheden

Het soortspecifieke aantal vogels dat aanwezig is in een windparkgebied vormt de basis van elke slachtofferberekening. Het aantal aanvaringen wordt bijvoorbeeld bepaald aan de hand van de flux van vogels die door een gegeven rotoroppervlak vliegt. Deze flux kan worden gemeten (bijvoorbeeld met radar, camera of visueel), maar vaak in het geval van zeevogels, en zo ook in onze berekeningen, zijn de soort- en windpark-specifieke fluxen door het model berekend op basis van de lokale dichtheid van een soort, vastgesteld tijdens scheeps- of vliegtuigtellingen. Ook de berekening van de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies is gebaseerd op soortspecifieke dichtheden van zeevogels. Afhankelijk van de beschikbaarheid is per soort gebruik gemaakt van dichtheden uit Waggit *et al.* (2020), of van KEC 4.0 dichtheidskaarten.

<u>Bepalingen volgens Waggit kaarten</u>

De ESAS (European Seabirds At Sea) database bevat data van internationale zeevogeltellingen die gebruikt kunnen worden voor het bepalen van het soortspecifieke voorkomen van vogels in toekomstige windenergiegebieden. Echter, in sommige gebieden in de Noordzee worden er geen systematische monitoringsprogramma's uitgevoerd, zijn geen tellingen beschikbaar van recente jaren of zijn de data van de uitgevoerde tellingen niet openbaar. Daardoor is de telinspanning niet homogeen over de gehele Noordzee (Soudijn *et al.* 2022). Momenteel maakt Wageningen Marine Research (WMR) in opdracht van Rijkswaterstaat nieuwe dichtheidskaarten van vogels op de Nederlandse Noordzee die niet alleen rekening houden met het waargenomen aantal vogels, maar ook met het aantal waarnemingen per rastercel, en habitatsvariabelen, zoals afstand tot de kust, waterdiepte,

en sedimenttype. Totdat deze kaarten in 2024 beschikbaar komen, wordt gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare zeevogeldichtheden voor de Noordoost-Atlantische regio die ook op basis van ruimtelijke regressiemodellen zijn bepaald, net zoals de toekomstige WMR-kaarten. Dergelijke ruimtelijke regressiemodellen zijn tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in effort. Dergelijke kaarten zijn voorhanden uit 2020, ontwikkeld door Waggit *et al.* (2020), die maandelijkse dichtheden hebben bepaald in een raster van 10 x 10 km. Vanwege deze rasterresolutie hebben we de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 10 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark.

Bepalingen volgens KEC 4.0 kaarten

Wanneer voor een vogelsoort dichtheidskaarten beschikbaar zijn vanuit Waggit *et al.* (2020), zijn in onze berekeningen deze dichtheidskaarten gebruikt als input voor de dichtheden. Echter, Waggit *et al.* (2020) hebben niet alle zeevogelsoorten behandeld. Voor de overige soorten (zie Tabel 2.3) zijn de tweemaandelijkse KEC 4.0 dichtheidskaarten gebruikt: voor Nederlandse parken de nationale dichtheden gebaseerd op MWTL-tellingen (zie hieronder), en voor buitenlandse windparken de internationale dichtheden gebaseerd op de ESAS database (cf. Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022). De KEC 4.0 dichtheidskaarten hebben een resolutie van 5 x 5 km, en daarom hebben we bij deze kaarten de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 5,5 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark. Het stochastische Collision Risk Model (sCRM, zie verder §2.2.2) verwacht maandelijkse dichtheden als input. Daarom zijn de tweemaandelijkse dichtheden voor beide maanden gebruikt die onderdeel vormen van de tweemaandelijkse telmaanden: de augustus dichtheid geldt dus ook voor september, oktober ook voor november, december ook voor januari, enzovoort.

Tabel 2.3 Bronnen voor dichtheidskaarten gebruikt voor de verschillende zeevogelsoorten.

Waggit kaarten	**KEC 4.0 kaarten**
zilvermeeuw	grote mantelmeeuw
drieteenmeeuw	dwergmeeuw
kleine mantelmeeuw	kleine jager
noordse stormvogel	visdief/noordse stern
grote jager	grote stern
jan-van-gent	ongedetermineerde duiker
alk	
zeekoet	
papegaaiduiker	

Voor de vogeldichtheden in buitenlandse windparken is ESAS-data van 1991 t/m 2020 gebruikt als input (cf. KEC 4.0). Deze relatief lange periode is in het KEC 4.0 gekozen vanwege beperkte beschikbaarheid van data en sterke variatie tussen tellingen. Het gebruik van een langere periode resulteert in meer data en daardoor meer betrouwbaarheid. In Nederland wordt de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) monitoring vanuit het vliegtuig in relatief kleine intervallen uitgevoerd (iedere 2 maanden) en deze dekt het gehele Nederlandse deel van de Noordzee in detail. Om deze reden worden de dichtheidsschattingen van deze tellingen als betrouwbaarder beschouwd voor Nederland dan die van de internationale ESAS-data. Voor de berekening van vogeldichtheden in Nederlandse windparken zijn daarom dichtheden op basis van MWTL-vliegtuigtellingen gebruikt (ook cf. KEC 4.0). Voor deze nationale schaal zijn de dichtheden gebaseerd op een kortere periode van datacollectie (1999-2020). Deze kortere periode zorgt ervoor dat tellingen van het verre verleden niet gebruikt worden voor het berekenen van gemiddelde dichtheden, zodat een bepaalde populatietrend in het verre verleden niet tot over- of onderschatting van de huidige dichtheden leidt. De KEC 4.0 kaarten zijn door WMR voor tweemaandelijkse dichtheden ontwikkeld in een raster van 5 x 5 km, door de data van de tellingen te interpoleren (Soudijn *et al.* 2022).

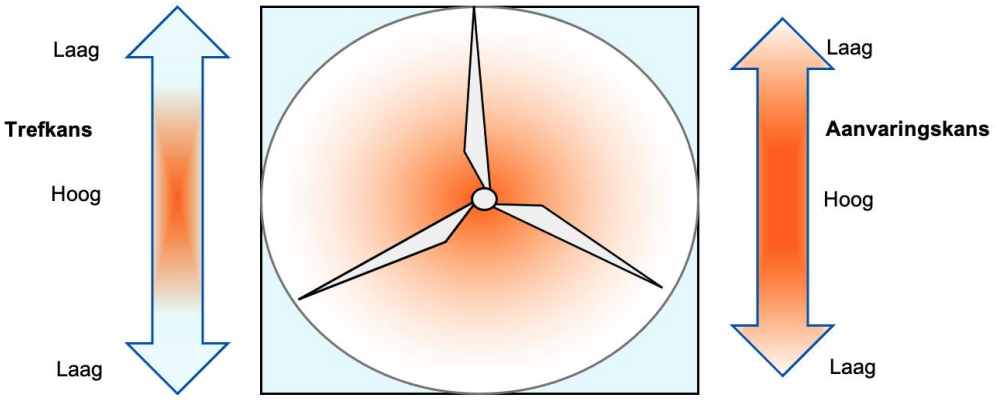
2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers

Slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen zijn eerst berekend per windpark en daarna opgeteld voor de windparken behorend tot de verschillende scenario's. De berekeningen van slachtofferaantallen onder lokale vogels zijn gedaan door gebruik te maken van het stochastische Collision Risk Model (Masden 2015; hierna 'sCRM' genoemd). Het sCRM is gebaseerd op het SOSS Band model (Band 2012), maar maakt het mogelijk om gedetailleerdere input data te gebruiken, specifiek wat betreft het modelleren van de variabiliteit rond bepaalde parameters (Masden 2015). Dit vertaalt zich in een reeks van uitkomsten die geproduceerd wordt, ten opzichte van een enkele uitkomst van het Band model. Hierdoor heeft het model de mogelijkheid om standaarddeviaties rond de maandelijks verwachte slachtofferaantallen te berekenen. Dit geeft een indicatie van de onzekerheid rond de geschatte aanvaringsgetallen. Voor elke soort zijn 1.000 iteraties van het model gerund. Alle sCRM berekeningen zijn uitgevoerd in R (R Core Team 2021).

Het sCRM gebruikt verschillende input parameters gerelateerd aan de eigenschappen van de vogelsoort (zie hieronder) en de windturbines (zie §2.1.2) om het theoretische risico van aanvaring van elke soort per turbinetype te berekenen. Het berekende soortspecifieke aanvaringsrisico wordt daarna vermenigvuldigd met de soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van elk windpark en gecorrigeerd voor het soortspecifieke uitwijkingsgedrag.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor alle lokale vogels voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het

verticale middelpunt van de rotor (Figuur 2.1). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Hierbij moet vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 2.1 *Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.*

De soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van een bepaald windpark, wordt voor zeevogels gebaseerd op de lokale dichtheid van elke soort in elk windpark. Voor de berekeningen van aanvaringsslachtoffers zijn deze vogeldichtheden, die zowel zwemmende als vliegende vogels bevatten, vermenigvuldigd met een soortspecifieke correctiefactor voor de gemiddelde fractie van tijd die in vlucht wordt doorgebracht. Dit is gedaan omdat uitsluitend vliegende vogels een kans op aanvaring lopen. Het sCRM transformeert de dichtheden van vogels in vlucht naar fluxen op rotorhoogte, gebaseerd op soortspecifieke vlieghoogteverdelingen, gerelateerd aan de turbine afmetingen (namelijk ashoogte en rotordiameter).

In het sCRM wordt bij elke iterati" van'het model willekeurig een vlieghoogteverdeling gekozen uit een gegeven set aan vlieghoogteverdelingen. Als input voor het model zijn daarom voor iedere soort verschillende vlieghoogteverdelingen gebruikt (conform het KEC 4.0; Potiek *et al.* 2022) om voor meer variabiliteit in de uitkomsten te zorgen. Vlieghoogteverdelingen van **kleine mantelmeeuw** en **zilvermeeuw** zijn berekend op basis van GPS logger data van vogels uit Nederlandse, Belgische en Britse kolonies (Gyimesi *et al*. 2017a). Voor ieder individu met meer dan 1.500 datapunten is een aparte vlieghoogteverdeling in het model gestopt. Dezelfde methode is toegepast op de vlieghoogteverdelingen van **grote jager** en **jan-van-gent** gebaseerd op GPS logger data

van Ross-Smith *et al*. (2016) en Cleasby *et al*. (2015), respectievelijk. Voor **grote mantelmeeuw** zijn twee vlieghoogteverdelingen gebruikt op basis van Zweedse en Deense logger data (Gyimesi *et al.* 2017b), en één verdeling gebaseerd op Johnston *et al.* (2014). Voor alle overige soorten hebben we 200 vlieghoogteverdelingen gegenereerd door te samplen uit (*zero-truncated normal*) verdelingen met gemiddelde en standaarddeviatie gebaseerd op de 95%-betrouwbaarheidsintervallen per hoogtemeter uit Johnston *et al.* (2014).

Voor **jan-van-gent** zijn in het kader van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof een aanpassing van het percentage nachtactiviteit. Voor alle windparken binnen de gemiddeld maximale foerageerafstand vanaf kolonies (315 km, Woodward *et al.* 2019) wordt gerekend met een nachtactiviteit van 8% in het broedseizoen (april-juli), terwijl in overige windparken en maanden gerekend wordt met 3% (Furness *et al.* 2018). Verder is in het kader van het KEC 4.0 een gebiedsspecifieke leeftijdsverdeling bepaald die ook in voorliggende slachtofferberekeningen en populatiemodellering meegenomen is (Collier *et al.* 2022). In tegenstelling tot het KEC 4.0 is bij de jan-van-gent gebruik gemaakt van een verfijning van de gebruikte uitwijkpercentages (cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma). Dit houdt in dat dichter bij de kolonies (volgens een conservatieve aanname binnen de gemiddelde foerageerafstand van 120 km, Woodward *et al.* 2019) wordt verwacht dat jan-van-genten een lagere vermijdingsreactie op windparken zullen vertonen dan op windparken die verder weg liggen om in de beperkte tijdsperiode van het broedseizoen in de energetische behoeften van henzelf en van hun kuikens te kunnen voorzien. Op basis van de conclusies van Leemans & Gyimesi (2022) is tijdens de broedperiode voor de windparken dichter bij de kolonies het voorzichtige vermijdingspercentage van 98,9% gebruikt (cf. Cook *et al*. 2018). Voor windparken verder weg van kolonies en voor de windparken dichterbij maar buiten de broedperiode is voor jan-van-gent een hoger vermijdingspercentage van 99,6% gebruikt (cf. Leemans & Gyimesi 2022), waardoor minder vogels in het rotoroppervlak terecht kunnen komen.

Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data, hetgeen niet afwijkt van de parameters die zijn gebruikt in KEC 4.0 en de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma. In Tabel 2.4 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort.

Tabel 2.4 *Gebruikte parameters in de sCRM berekeningen voor lokale vogels. N.B.: voor drieteenmeeuw twee verschillende waardes voor vliegsnelheid gebruikt zijn voor flux berekening en het aanvaringsrisico. Naar de bronnen voor de verschillende parameters wordt verwezen met letters in de tabel. Ten opzichte van het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is de enige afwijking het gebruik van een gebiedsspecifiek uitwijkpercentage bij de jan-van-gent (zie tekst).*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht (%)
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,34[b]	3,91[b]	0,01[b]	99,5[c]	0,3[b]
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7[d]	1,20[d]	0,50[e]	99,5[c]	0,34[f]
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,41[b]	3,92[b]	0,43[b]	99,8[c]	0,43[b]
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5[d]	0,10[d]	0,25[e]	99,5[g]	0,6[e]
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9[h]	2,60[h]	0,08[i]	98,9/99,6[c]	0,82[j]
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,71 / 6,22[k]	3,16 / 3,40[k]	0,50[e]	99,2[c]	0,672[l]
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8[d]	2,20[d]	0[e]	99,5[g]	1[e]
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9[h]	3,80[h]	0[e]	99,5[g]	0,8[e]
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2 [m]	3,1[m]	0[e]	99,0[g]	1[e]
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3[n]	3,40[n]	0,05[o]	99,0[g]	1[e]
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6[p]	0	0[e]	99,0[g]	0,2[e]
Alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0[p]	0	0[e]	99,5[g]	0,2[e]
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1[p]	0	0,25[e]	99,5[g]	0,2[e]
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0[p]	0	0,75[e]	99,9[g]	0,4[e]
ongedet. Duiker	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0[d]	0	0[e]	99,0[g]	0,5[e]

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Gyimesi *et al,* 2017a; [c] Cook *et al.* 2018 / Leemans & Gyimesi 2022; [d] Alerstam *et al.* 2007; [e] Garthe & Hüppop 2004; [f] Maynard 2018; [g] Maclean *et al.* 2009; [h] Pennycuick 1990; [i] Furness *et al.* 2018; [j] Cleasby *et al.* 2015; [k] Skov *et al.* 2018; [l] Collins *et al.* 2016; [m] based on Wakeling & Hodgson 1992; [n] Fijn & Gyimesi 2018; [o] Collier, unpublished; [p] Pennycuick 1997

2.2.3 Berekening habitatverlies

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat door gebrek aan data grote aannames moeten worden gebruikt bij het onderwerp habitatverlies (Rijkswaterstaat 2015; Soudijn *et al.* 2022). Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding van offshore windparken kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken is steeds de *worst case*-aanname gehanteerd dat 10% van de verstoorde vogels dood gaat als gevolg van habitatverlies (cf. Bradbury *et al.* 2014). Deze

aanname hanteren we ook in voorliggend rapport om het effect van habitatverlies te kwantificeren.
Met die aanname wordt sterfte door habitatverlies volgens de volgende stappen bepaald.

1. Op basis van de bruto oppervlakte van de kavels (Bijlage II) en een buffer eromheen (zie §2.2.1) worden jaarlijkse gemiddelde vogeldichtheden berekend. Dit in tegenstelling tot het KEC waar het effect van habitatverlies op basis van maandelijkse vogeldichtheden wordt bepaald.
2. Omdat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden, corrigeren we de vogeldichtheden met soortspecifieke macro-uitwijkingspercentages (zie §3). Dit doen we omdat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringsslachtoffer kunnen worden, maar voor deze individuen gaat het gebied juist als verloren worden beschouwd en treedt er dus habitatverlies op. Dit is een aanpassing ten opzichte van de KEC documenten, waar tot op heden het aantal sterftegevallen als gevolg van habitatverlies en aanvaringen afzonderlijk op basis van dezelfde vogeldichtheden berekend werd (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022), maar daarmee kon dezelfde individu slachtoffer worden van zowel aanvaringen als van habitatverlies.
3. Als laatste stap passen we de 10% sterfte op het aantal verstoorde vogels toe.

2.2.4 Populatiemodellen

De cumulatieve effecten van de gebouwde en geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het scenario zonder de geschatte extra sterfte door windparken, als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van windparken is meegenomen.

Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen het KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken (‘zonder impact’). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022b). Deze soortspecifieke drempelwaarden (‘levels’) zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y.

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken. Hoewel de windparken een looptijd van 35 jaar hebben, wordt binnen de ALI methodiek getoetst over een periode van 30 jaar. Doordat binnen de huidige methodiek geen variatie tussen jaren plaatsvindt, heeft dit slechts beperkte invloed op de uitkomst.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door het Ministerie van LNV drempelwaarden opgesteld (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), gebaseerd op een advies door Sovon (2022). Een belangrijke factor in de beoordeling van deze soortspecifieke drempelwaarden is de *conservation status*, welke voor Nederland gedefinieerd is in de 'Staat van Instandhouding' en voor Europese schaal in de classificering op de IUCN Rode Lijst. Daarnaast zijn landelijke trends van broedvogels en niet-broedvogels meegenomen, net als specifieke tellingen van vogels op zee. Ook de trend op de schaal van het Noord-Atlantische zeegebied is meegenomen in de geadviseerde drempelwaarden.

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

De beoordelingen in dit hoofdstuk zijn gebaseerd op de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling en betreffen een actualisatie van die berekeningen. Derhalve houden we in voorliggende studie, op basis van de eerdere MER'en, uitsluitend rekening met kleine mantelmeeuw slachtoffers van Natura 2000-gebieden, waarvoor de kleine mantelmeeuw een doelsoort is. De kolonies in Natura 2000-gebieden vanwaar kleine mantelmeeuwen IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken zijn Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee, op basis van een foerageerafstand van 127 km (Woodward *et al.* 2019). De huidige berekeningen betreffen dus een actualisatie eerdere berekeningen in MER-trajecten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is er momenteel nog geen MER-beoordeling voorhanden. Derhalve moet voor dit windpark in de toekomst bepaald worden van welke kolonies en hoeveel slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden.

2.3.1 Berekening aanvaringen

Voor de berekening van aanvaringsslachtoffers onder kolonievogels uit beschermde natuurgebieden is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels van een kolonie op zee foerageertochten maken en in windenergiegebieden terecht kunnen komen. Om het aandeel broedvogels onder alle slachtoffers te bepalen, zijn alleen de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (mei-juli) in beschouwing genomen. Die slachtoffers zijn

echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat namelijk uit zogenaamde ‘floaters’ (niet-broedende adulte vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces om tot aantallen slachtoffers onder adulte broedvogels te komen. Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een schatting van 40% floaters van de populatie kleine mantelmeeuwen is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Voor drieteenmeeuwen bedraagt het percentage floaters naar schatting 37,5% van de populatie (Gyimesi & Lensink 2012).

De slachtoffers onder adulte broedvogels in een bepaald windpark kunnen uit verschillende kolonies afkomstig zijn. Daarom wordt het totaal aantal slachtoffers onder adulte broedvogels verdeeld over alle kolonies (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie tot in het betreffende windenergiegebied kunnen komen. Deze verdeling gebeurt naar verhouding van de koloniegroottes omdat uit grotere kolonies ook meer vogels foerageertochten op zee kunnen maken en dus de kans hebben om slachtoffer te worden in een offshore windpark. De verschillende kolonies liggen echter ook op verschillende afstanden van de windenergiegebieden. Vogels uit dichterbij gelegen kolonies kunnen een grotere kans hebben om een windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de broedvogelaantallen in kolonies die dichter bij het windenergiegebied liggen zwaarder mee.

2.3.2 Berekening habitatverlies

Voor de berekening van habitatverlies onder broedvogels uit Natura 2000-gebieden die als doelsoort voor dit gebied zijn aangewezen, is voor de relevante soorten eerst het aantal slachtoffers door habitatverlies in het broedseizoen bepaald. Hiervoor is de gemiddelde dichtheid in het betreffende windpark in het broedseizoen genomen, en vermenigvuldigd met de bruto oppervlakte van de kavels met een buffer eromheen (zie §2.2.1), het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10%. Het aantal slachtoffers is vervolgens vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie §2.3.1) om het aantal slachtoffers onder broedende adulten te krijgen. Vervolgens is dit aantal wederom verdeeld over alle individuen (dus ook over vogels uit kolonies buiten beschermde natuurgebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in het windenergiegebied kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van de windenergiegebieden, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichter bij een windenergiegebied liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in het windenergiegebied terecht kunnen komen. Deze methode wijze wijkt niet af van de wijze van de MER’en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma.

2.3.3 Cumulatieve beoordeling

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In deze beoordeling is wederom uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle windparken t/m 2029 zijn meegenomen. Voor Nederwiek I zijn dit alle windparken t/m 2030. Verder hoeft in een cumulatiestudie alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd[1]. Daarom zijn alleen de windparken meegenomen die gerealiseerd zijn, of worden gerealiseerd na de laatste jaargetallen dat broedgegevens van de betreffende soort uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling. Hiermee wordt de aanname gedaan dat de gevolgen van windparken vóór dat jaartal in de koloniegroottes moeten zijn verdisconteerd (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2[12]). Effecten van windparken na dat jaartal kunnen vanzelfsprekend nog geen invloed hebben gehad op de koloniegroottes. De broedgegevens van alle kolonies zijn in de voorliggende beoordeling gelijk gehouden aan de getallen die zijn gebruikt in het betreffende MER. Dit houdt in dat we voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma alleen windparken hebben meegenomen na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland).

2.4 Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in offshore gebieden verblijven. Van verstoring en het daarmee gepaard gaande habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Daarom behandelen we voor trekvogels uitsluitend de effecten van aanvaringen.

Berekeningen van aanvaringen kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het Band model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar). Voor de trekvogelsoorten is gewerkt met optie 1 van het Extended Band Model (Band 2012). Deze optie van het model wordt gebruikt als er geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn, zoals in het geval van trekvogels. Optie 1 werkt namelijk met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-

[1] Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2
[2] Paragraaf 38.2. met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,

bestreken gebied en vereist daarom geen expliciete vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte. Voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van metingen van fluxen op K14 (Fijn *et al.* 2012; Fijn *et al.* 2015). Dit platform ligt 80 km uit de kust en is de dichtstbijzijnde locatie waar fluxmetingen van trekvogels zijn gedaan.

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast (Maclean *et al.* 2009, cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma).

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) zijn ook soortspecifieke slachtofferberekeningen uitgevoerd met een stochastische variant van het Extended Band Model (Band 2012), waarbij voor iedere soort gebruikt is gemaakt van exact dezelfde fluxen en parameterwaardes als in KEC 4.0 (Tabel 2.5). Voor kleine zwaan en rotgans waren vlieghoogteverdelingen beschikbaar, gebaseerd op data van Gyimesi *et al.* (2017b). Voor deze soorten is daarom gebruik gemaakt van optie 3 van het Extended Band Model, terwijl voor de overige soorten is gewerkt met optie 1 (zie boven). Voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, zijn deze slachtofferaantallen kwalitatief vergeleken met de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0. Op basis hiervan zijn de effecten op populatieniveau van deze soorten beoordeeld. Voor de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I zijn met de nieuwe slachtofferaantallen populatiemodellen gerund en de uitkomsten getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023).

Voor windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden kon een dergelijke vergelijking met de KEC 4.0 resultaten niet worden uitgevoerd. Het KEC 4.0 betrof een cumulatiestudie met windparken die t/m 2030 gerealiseerd zullen worden. Windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden is wel onderdeel geweest van het KEC 4.0, maar na deze studie is de planning van het operationeel worden van het windpark aangepast naar 2031. Daarom zouden de KEC berekeningen opnieuw uitgevoerd moeten worden met windparken t/m 2031. Bij gebrek aan deze berekeningen kunnen we in voorliggende studie ook geen vergelijking uitvoeren. Daarom zijn in voorliggende studie voor Ten Noorden van de Waddeneilanden geen cumulatieve berekeningen voor trekvogels uitgevoerd. Dit zal in een latere MER-fase moeten gebeuren.

Tabel 2.5 *Gebruikte parameterwaardes en fluxen (aantal vogels/km/jaar) in de sCRM berekeningen voor trekvogels. De bronnen voor de verschillende parameters zijn weergegeven met letters in de tabel en onderaan uitgelegd. * Voor kleine zwaan en rotgans is gebruikt gemaakt van fluxen op rotorhoogte, waardoor niet gecorrigeerd hoefde te worden voor de fractie op rotorhoogte.*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		uitwijking (%)	fractie op rotorhoogte	flux[j]
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
kleine zwaan	1.21	0.020	1.96	0.052	16.88[b]	0.62[b]	98.0[c]	*	37
rotgans	0.59	0.008	1.15	0.017	17.25[b]	0.27[b]	98.0[c]	*	589
bergeend	0.63	0.015	1.22	0.038	18.21[d]	4.32[d]	98.0[c]	0.5[i]	644
wulp	0.55	0.017	0.90	0.033	17.78[e]	3.30[e]	98.0[c]	0.75[i]	645
kanoet	0.24	0.003	0.59	0.007	16.64[f]	0.56[f]	98.0[c]	0.75[i]	1.434
rosse grutto	0.38	0.003	0.75	0.017	14.4[g]	1.97[g]	98.0[c]	0.75[i]	742
zwarte stern	0.23	0.003	0.66	0.007	7.1[h]	0.64[h]	98.0[c]	0.07[i]	681
spreeuw	0.22	0	0.40	0.008	15.4[g]	1.71[g]	98.0[c]	0.5[i]	39.469

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Pennycuick 1997; [c] Maclean *et al.* 2009; [d] Green *et al.* 2021; [e] gebaseerd op Schwemmer *et al.* 2016; [f] gebaseerd op Duijns *et al.* 2017; [g] Pennycuick *et al.* 2013; [h] Blake & Chan 2006; [i] Rijkswaterstaat 2015; [j] Potiek *et al.* 2022a



3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario

In dit hoofdstuk presenteren we per windpark de resultaten van de slachtofferberekeningen voor lokale vogels, broedvogels uit beschermde natuurgebieden en trekvogels. Voor elk windpark worden per alternatief zowel de slachtofferaantallen per jaar voor het betreffende windpark zelf als de slachtofferaantallen per jaar in cumulatie met andere windparken weergegeven. Gerapporteerde slachtofferaantallen zijn in de meeste gevallen afgerond naar hele getallen, waardoor de sommen lijken af te wijken. Let wel dat alle slachtofferaantallen zijn de uitkomsten van modelberekeningen en moeten worden geïnterpreteerd als orde-grootte schattingen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden veel worst-case aannames gedaan om het voorzorgsprincipe te waarborgen. De effecten van de cumulatieve slachtofferaantallen op populatieniveau worden behandeld in §3.2. Voor het beoordelen van de effecten op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden worden de aannames van de MER'en aangehouden, zonder aanvullende berekeningen, en daarom worden deze effecten enkel in §3.2 besproken.

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting.

3.1.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.1. De slachtofferaantallen verschillen nauwelijks tussen Alpha en Beta. In enkele gevallen is het aantal slachtoffers in een kavel (afgerond) net één meer of minder dan in de andere kavel.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 35 in zowel Alpha als Beta. Daarna volgen de jan-van-gent en dwergmeeuw waarbij respectievelijk maximaal 14 en 7 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 6 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts enkele slachtoffers (grote stern).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 9% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen de dwergmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (allen maximaal 6), en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts één slachtoffer (grote stern).

Tabel 3.1 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Beta 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Alpha 115 x 20 MW	IJmuiden Ver Beta 115 x 20 MW
zilvermeeuw	6	6	6	6
grote mantelmeeuw	35	35	33	33
kleine mantelmeeuw	6	6	5	6
dwergmeeuw	7	6	6	5
drieteenmeeuw	6	6	5	5
jan-van-gent	14	14	12	12
kleine jager	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1	<1	<1
grote stern	2	1	1	1
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden onder zeekoet verwacht, namelijk 10 slachtoffers per jaar voor zowel Alpha als Beta (Tabel 3.2 en Tabel 3.3). Voor dwergmeeuw, drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw, jan-van-gent, noordse stormvogel, grote mantelmeeuw en alk worden in beide kavels 1 tot maximaal 4 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.2 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	2
dwergmeeuw	0,30	80**	4
drieteenmeeuw	0,26	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,05	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	1
zeekoet	0,63	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Tabel 3.3 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Beta. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,16	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,04	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,61	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn weergegeven in respectievelijk Tabel 3.4 en Tabel 3.5.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (257 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 100 slachtoffers (maximaal 113). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 13 en 11 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 4 slachtoffers uit. Onder kleine jager, grote jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.755 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.247). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 173, 156, 117 en 110 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 82, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.4 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor de alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	42	41	7	48	48
grote mantelmeeuw	245	242	11	257	254
kleine mantelmeeuw	41	41	14	55	54
dwergmeeuw	56	55	37	93	92
drieteenmeeuw	45	44	19	63	62
jan-van-gent	102	98	11	113	109
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	24	24	11	35	35
grote stern	25	24	9	34	33
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	10	11	11
zeekoet	2	2	64	66	66
noordse stormvogel	<1	<1	12	13	13
ongedetermineerde duiker	2	2	2	4	4

Tabel 3.5 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	334	334	59	394	393
grote mantelmeeuw	1.685	1.682	70	1.755	1.752
kleine mantelmeeuw	242	242	67	310	309
dwergmeeuw	113	111	61	173	172
drieteenmeeuw	435	433	217	651	650
jan-van-gent	1.144	1.140	103	1.247	1.243
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	3	13	13
visdief/noordse stern	92	92	64	156	156
grote stern	65	64	17	82	82
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	106	110	110
zeekoet	23	22	738	760	760
noordse stormvogel	4	4	262	266	266
ongedetermineerde duiker	84	84	34	117	117

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. De windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta liggen niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling (IHD) als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Alpha voor elk van de drie kolonies en bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.6a en b). Voor IJmuiden Ver Beta geldt dat de slachtofferaantallen bij beide alternatieven ook uitkomen op minder dan 1 slachtoffer, met uitzondering van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder vogels uit Duinen en Lage Land Texel (1 slachtoffer per jaar) (Tabel 3.7a en b). De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers in beide kavels, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte slechts op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Alpha en 0,07% voor Beta bij alternatief a met 15 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Alpha van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.6b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Beta van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,1	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Tabel 3.7b *zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,0	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.8. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 6,4 in het scenario met 15 MW turbines en 6,3 voor het scenario met 20 MW turbines + 15% overplanting. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,0 en 1,9 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW + 15% overplanting. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,1 in beide scenario's.

Tabel 3.8 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Natura 2000-gebieden		
	Duinen Texel	**Duinen Vlieland**	**Waddenzee (NL)**
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,4
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub – THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,7	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,2
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,7
Norfolk Boreas	1,3	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,4**	**1,3**	**15,7**
IJmuiden Ver Alpha – 15 MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 15 MW	1,1	0,4	0,2
Cumulatief	**6,4**	**2,0**	**16,1**
IJmuiden Ver Alpha – 20 MW + 15%	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 20 MW + 15%	1,0	0,3	0,2
Cumulatief	**6,3**	**1,9**	**16,1**

3.1.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.324 en 2.582 per jaar bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.9). Dit geldt voor zowel IJmuiden Ver Alpha als IJmuiden Ver Beta. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (37-38) verwacht in Alpha en Beta. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.9 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta
	134 x 15 MW	134 x 15 MW	115 x 20 MW	115 x 20 MW
ganzen en zwanen	37	37	38	38
eenden	2	2	2	2
reigers	0	0	0	0
roofvogels en uilen	3	3	3	3
steltlopers	7	7	7	7
zangvogels	2.324	2.324	2.582	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 20 MW windturbines met 15% overplanting, in plaats van de 15 MW turbines, zoals gehanteerd in het KEC 4.0. Uit de berekeningen blijkt dat in het overplantingsscenario bij de meeste soorten een minimale toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.10). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk. De verschillen tussen KEC 4.0 en het huidige scenario met 15 MW turbines verwaarloosbaar.

Tabel 3.10 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta tezamen, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor deze windparken gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW + 15%
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	8	8	11
bergeend	16	16	17
wulp	23	23	24
kanoet	44	44	45
rosse grutto	26	26	26
zwarte stern	2	2	2
spreeuw	798	801	825

3.2 IJmuiden Ver Gamma

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting. In het MER voor IJmuiden Ver Gamma zijn beide alternatieven onderzocht, maar nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* (2020). Daarom zijn in voorliggend rapport deze aanvullende slachtofferberekeningen voor IJmuiden Ver Gamma opgenomen. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

3.2.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.11. Bij alternatief a (153 * 15 MW) worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 41. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw en drieteenmeeuw zijn minder dan 10 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Bij alternatief b, met 115 turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen bij sommige soorten enkele tientallen procenten lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (beide maximaal 6), en dwergmeeuw en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Tabel 3.11 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	153 * 15 MW	115 * 20 MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	41	33
kleine mantelmeeuw	9	6
dwergmeeuw	7	5
drieteenmeeuw	7	5
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1
grote stern	2	2
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (Tabel 3.12). Voor alle soorten meeuwen, alle soorten sterns, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.12 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	5
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2
grote stern	0,07	70**	1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	2
zeekoet	0,58	80**	11
noordse stormvogel	0,13	80**	2

ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.13 en Tabel 3.14.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (341 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.840 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.281). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 163, 119 en 114 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van IJmuiden Ver Gamma worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 86, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.13 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	341	329
kleine mantelmeeuw	57	52	19	76	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	27	26	14	41	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.14 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	348	346	62	410	408
grote mantelmeeuw	1.766	1.753	74	1.840	1.828
kleine mantelmeeuw	258	253	72	330	325
dwergmeeuw	122	119	68	190	186
drieteenmeeuw	448	445	225	672	669
jan-van-gent	1.174	1.164	107	1.281	1.271
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	4	13	13
visdief/noordse stern	95	94	68	163	161
grote stern	68	67	19	86	86
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	109	114	114
zeekoet	23	23	763	786	786
noordse stormvogel	4	4	268	272	272
ongedetermineerde duiker	84	84	34	119	119

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Gamma voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.15a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor alternatief a en b uitkomen op respectievelijk 1,8 en 1,4 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt een maximale additionele sterfte van 0,12% bij het 15 MW alternatief en 0,10% bij het 20 MW alternatief. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.15a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,06%	<1	0,06%	1,8	0,12%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,05%	<1	0,04%	<1	0,09%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,004%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.15b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,06%	1,4	0,10%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,04%	<1	0,07%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.16. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,5 in het scenario met 15 MW turbines en 9,0 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 3,0 en 2,8 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 17,1 en 17,0 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW.

Tabel 3.16 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor IJmuiden Ver Gamma, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,5
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,4	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,6**	**1,3**	**16,2**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,5	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,5**	**3,0**	**17,1**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,0**	**2,8**	**17,0**

3.2.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.17). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (respectievelijk 42 en 38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.17 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.18). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Tabel 3.18 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	4	4	5
bergeend	8	9	8
wulp	12	13	12
kanoet	22	25	23
rosse grutto	13	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	400	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.19 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.20 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha en Beta opgenomen, naast de aanpassingen vanwege de twee nieuwe overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma. Verder zijn in het cumulatiescenario van IJmuiden Ver Gamma ook slachtoffers van Nederwiek I meegenomen. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2029 meegenomen.

Tabel 3.19 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	476
kanoet	44	25	25	202	1.253
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	734
rotgans	8	4	4	30	93
spreeuw	801	457	457	3.646	22.569
wulp	23	13	13	108	673
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.20 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	475
kanoet	45	23	23	198	1.249
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	731
rotgans	11	5	5	36	98
spreeuw	825	412	412	3.581	22.503
wulp	24	12	12	106	672
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.3 Nederwiek I

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting.

3.3.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.21.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, het overplantingsscenario van 15 MW turbines, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 46. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 7 slachtoffers berekend, terwijl voor de kleine mantelmeeuw 6 slachtoffers zijn berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers (dwergmeeuw).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 20% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 38) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en drieteenmeeuw (beide maximaal 6), en kleine mantelmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers.

Tabel 3.21 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Nederwiek I bepaald met het sCRM.*

	Nederwiek I	
	153*15MW	115*20MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	46	38
kleine mantelmeeuw	6	5
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	7	6
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Nederwiek I worden onder zeekoet verwacht, namelijk 15 slachtoffers per jaar (Tabel 3.22). Voor alle soorten meeuwen, visdief/noordse stern, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.22 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Nederwiek I met oppervlak van 273 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,18	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,14	63,9*	2
dwergmeeuw	0,11	80**	2
drieteenmeeuw	0,29	57,5*	5
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,06	70**	1
grote stern	0,03	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	2
zeekoet	0,66	80**	15
noordse stormvogel	0,16	80**	4
ongedetermineerde duiker	0,03	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.23 en Tabel 3.24.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (342 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en

zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.890 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.313). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 162, 119 en 116 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Nederwiek I worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 87, 21, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.23 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	342	329
kleine mantelmeeuw	54	52	19	72	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	26	26	14	40	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.24 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	355	353	63	418	416
grote mantelmeeuw	1.813	1.801	77	1.890	1.877
kleine mantelmeeuw	258	256	74	332	330
dwergmeeuw	122	119	68	190	187
drieteenmeeuw	459	455	231	690	687
jan-van-gent	1.203	1.193	110	1.313	1.303
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	10	10	4	13	13
visdief/noordse stern	94	94	68	162	162
grote stern	68	67	19	87	86
papegaaiduiker	<1	<1	21	21	21
alk	4	4	112	116	116
zeekoet	24	23	784	807	807
noordse stormvogel	4	4	279	284	284
ongedetermineerde duiker	84	84	35	119	119

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied Nederwiek I uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Nederwiek I ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor Nederwiek I voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.25a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor het alternatief met 15 MW turbines op 1,3 slachtoffers uitkomen en voor het alternatief met 20 MW turbines op 1,2 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt procentueel ook de meeste slachtoffers, met een maximale additionele sterfte van 0,09% bij het alternatief met 15 MW turbines en 0,08% bij het alternatief met 20 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid

gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 3.25a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in het windenergiegebied Nederwiek I. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,05%	1,3	0,0809%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,0708%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.25b *Zie hierboven.*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,05%	1,2	0,08%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,08%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.26. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,8 in het scenario met 15 MW turbines en 9,4 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,9 en 2,7 bij respectievelijk de scenario's met 15 MW en 20 MW turbines. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,5 in het scenario met 15 MW turbines en 16,4 in het scenario voor het scenario met 20 MW turbines.

Tabel 3.26 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor Nederwiek I, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van Nederwiek I. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	0,8
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,5	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,9	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,7
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,5	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,7	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,9**	**1,2**	**15,6**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,6	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,8**	**2,9**	**16,4**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,4**	**2,7**	**16,4**

3.3.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in Nederwiek 1 onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.27). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (42-38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.27 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van Nederwiek I.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.28). Bij de rotgans blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk, of ligt het iets lager (bij 15 MW).

Tabel 3.28 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied Nederwiek I met de twee nieuwe oveplantingssecnario's, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 20 MW turbines zonder overplanting (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 20 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	0	1	1
rotgans	5	4	5
bergeend	7	9	8
wulp	11	13	12
kanoet	20	25	23
rosse grutto	11	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	359	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.33 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.34 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma opgenomen, naast de twee overplantingsscenario's van Nederwiek I. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2030 meegenomen.

Tabel 3.29 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	IJver Alpha Beta	IJver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	484
kanoet	44	25	25	202	1.276
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	748
rotgans	8	4	4	30	94
spreeuw	801	457	457	3.646	22.992
wulp	23	13	13	108	686
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.30 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	483
kanoet	45	23	23	198	1.272
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	745
rotgans	11	5	5	36	99
spreeuw	825	412	412	3.581	22.927
wulp	24	12	12	106	684
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden

In dit hoofdstuk presenteren we de uitkomsten van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden voor lokale vogels. Omdat de huidige berekeningen een actualisatie betreffen op basis van eerdere MER-uitgangspunten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden momenteel nog geen MER voorhanden is, is het derhalve nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden. Daarom vormt een beoordeling voor broedvogels geen onderdeel van voorliggend rapport. Verder kan voor trekvogels in cumulatie ook geen vergelijking gemaakt worden met uitkomsten van de KEC 4.0 studie omdat windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden volgens de planningen in 2031 operationeel wordt, terwijl het KEC 4.0 een cumulatiestudie t/m 2030 betrof.

3.4.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn gepresenteerd in Tabel 3.31.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 10. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 5 slachtoffers worden verwacht. Voor de overige meeuwensoorten en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 21% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 9) en de jan-van-gent (maximaal 4). Voor de zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Tabel 3.31 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden bepaald met het sCRM.*

	Ten Noorden van de Waddeneilanden	
	47*15MW	35*20MW
zilvermeeuw	2	2
grote mantelmeeuw	10	9
kleine mantelmeeuw	2	2
dwergmeeuw	1	<1
drieteenmeeuw	3	2
jan-van-gent	5	4
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	3	2
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Ten Noorden van de Waddeneilanden worden onder visdief/noordse stern verwacht, namelijk 9 slachtoffers per jaar (Tabel 3.32). Daarna volgt de zeekoet met 8 slachtoffers per jaar. Voor kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 3 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Verder is Ten Noorden van de Waddeneilanden het enige windpark van voorliggende beoordeling dat volgens de huidige uitganspunten direct aan een Natura 2000-gebied grenst, namelijk aan het Friese Front. Het gebied is aangewezen voor de zeekoet. Op dit moment zijn effecten van habitatverlies op deze soort niet op voorhand uitgesloten. Een specifieke beoordeling in de MER-fase moet uitwijzen of effecten daadwerkelijk optreden.

Tabel 3.32 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden met oppervlak van 150 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,12	46,9*	<1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	1
dwergmeeuw	0,14	80**	2
drieteenmeeuw	0,34	57,5*	3
jan-van-gent	0,11	81,6*	1
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	1,03	70**	9
grote stern	0,09	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,66	80**	8
noordse stormvogel	0,22	80**	3
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder lokale vogels door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Ten Noorden van Waddeneilanden zijn weergegeven in Tabel 3.33 en Tabel 3.34.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (347 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij zeekoet, dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 100, 112 en 151). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern,

grote stern en noordse stormvogel zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgt de alk met maximaal 16 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Tabel 3.33 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	56	55	10	66	65
grote mantelmeeuw	331	322	16	347	339
kleine mantelmeeuw	56	53	20	76	73
dwergmeeuw	65	63	46	112	109
drieteenmeeuw	60	57	30	89	87
jan-van-gent	135	125	16	151	142
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	1	<1	1	1
visdief/noordse stern	29	28	24	53	52
grote stern	28	28	12	40	39
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	15	16	16
zeekoet	3	3	97	100	100
noordse stormvogel	<1	<1	21	21	21
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.957 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.407). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, alk en duikers met respectievelijk maximaal 193, 178, 123 en 119 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Ten Noorden van de Waddeneilanden worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 90, 24, 15 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.34 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van de Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	371	370	67	438	437
grote mantelmeeuw	1.876	1.868	81	1.957	1.949
kleine mantelmeeuw	266	264	77	344	341
dwergmeeuw	123	120	70	193	190
drieteenmeeuw	482	479	248	730	727
jan-van-gent	1.289	1.279	119	1.407	1.398
kleine jager	2	2	5	6	6
grote jager	11	11	4	15	15
visdief/noordse stern	99	98	79	178	177
grote stern	70	69	20	90	89
papegaaiduiker	<1	<1	24	24	24
alk	4	4	119	123	123
zeekoet	25	25	837	862	861
noordse stormvogel	5	5	304	309	309
ongedetermineerde duiker	85	85	35	119	119



4 Beoordeling effecten op populatieniveau

4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels

Voor ieder scenario dat in Tabel 2.1 is uitgelicht, is berekend hoeveel slachtoffers cumulatief verwacht kunnen worden als gevolg van aanvaringen en habitatverlies. Deze aantallen cumulatieve slachtoffers staan in §3 beschreven. De effecten op populatieniveau kunnen door middel van populatiemodellen worden berekend en vervolgens worden getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). In Bijlage I worden de uitkomsten van deze ALI-toetsingen per soort beschreven. De effecten op de soortengroep duikers zijn berekend met parameters op basis van de roodkeelduiker en voor de soortengroep visdief/noordse stern met parameters op basis van de visdief.

4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in **geen** van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Tabel 4.1 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat ook in **geen** van de internationale scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Voor de internationale scenario's zijn naast de Nederlandse windparken, ook de internationale windparken in de Zuidelijke Noordzee meegenomen. Dat betekent dat voor scenario's 1a en 1b alle windparken zijn meegenomen waarbij de operationele fase begint in 2029 of eerder, overeenkomend met het jaar van ingebruikname van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Voor scenario's 2a en 2b is hierbij het jaar 2029 genomen, overeenkomend met de start van de operationele fase van IJmuiden Ver Gamma. Voor scenario's 3a en 3b zijn de internationale windparken meegenomen waarin de operationele fase begint in het jaar 2030 of eerder, overeenkomend met de start van de operationele fase van Nederwiek I. Tot slot zijn voor scenario's 4a en 4b de internationale windparken meegenomen die in of voor het jaar 2031 in gebruik worden genomen. Dit jaartal komt overeen met de start van de operationele fase van Ten Noorden van de Waddeneilanden. Tabel 4.2 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

Tabel 4.1 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **nationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,006	0,006	0,017	0,02	0,017	0,02	0,023	0,018
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,009	0,009	0,012	0,011	0,012	0,011	0,015	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,018	0,02	0,026	0,025	0,026	0,025	0,019	0,027
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,012	0,007	0,012	0,004	0,012	0,004	0,004	0,015
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,13	0,123	0,161	0,161	0,161	0,161	0,165	0,161
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,097	0,098	0,127	0,125	0,127	0,125	0,136	0,134
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,261	0,261	0,319	0,312	0,319	0,312	0,325	0,318
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,052	0,041	0,05	0,043	0,05	0,043	0,057	0,052
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,35	0,344	0,41	0,395	0,41	0,395	0,417	0,403
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,045	0,036	0,051	0,053	0,051	0,053	0,06	0,061
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,027	0,031	0,046	0,048	0,046	0,048	0,053	0,045
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,049	0,05	0,071	0,071	0,071	0,071	0,068	0,073
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.012	0.014	0.016	0.016	0.016	0.016	0.019	0.017
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,02	0,014	0,016	0,016	0,016	0,016	0,018	0,017
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,023	0,02	0,029	0,033	0,029	0,033	0,025	0,033

Tabel 4.2 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **internationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,026	0,021	0,031	0,017	0,028	0,031	0,021
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,012	0,009	0,014	0,014	0,006	0,013	0,012	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,013	0,012	0,008	0,012	0,011	0,012	0,014	0,01
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,033	0,034	0,027	0,029	0,035	0,036	0,034	0,029
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,113	0,107	0,117	0,12	0,116	0,12	0,122	0,118
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,161	0,156	0,175	0,171	0,167	0,164	0,173	0,176
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,301	0,302	0,312	0,312	0,315	0,314	0,324	0,323
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,051	0,048	0,068	0,056	0,049	0,058	0,059	0,05
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,33	0,328	0,337	0,332	0,338	0,334	0,355	0,356
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,047	0,049	0,047	0,046	0,049	0,052	0,056	0,056
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,041	0,042	0,035	0,041	0,044	0,042	0,041	0,046
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,029	0,027	0,023	0,022	0,025	0,033	0,032
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.039	0.036	0.040	0.043	0.044	0.042	0.048	0.043
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,029	0,036	0,036	0,036	0,036	0,04	0,038	0,035
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,029	0,026	0,037	0,026	0,029	0,028	0,031	0,026

4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd. Voor Ten Noorden van de Waddeneilanden is momenteel nog geen MER voorhanden. Daarom is het nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht worden en kan derhalve de beoordeling voor dit windenergiegebied nog niet uitgevoerd worden.

De cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide cumulatiescenario's van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I ligt voor elk van de relevante Natura 2000-gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied (Tabel 4.3). Om deze reden is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor ook geen effect op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van deze soort voor deze gebieden. Significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden met zekerheid uitgesloten.

Tabel 4.3 *Cumulatief aantal slachtoffers en resulterende additionele sterfte als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden voor de verschillende cumulatieve scenario's.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 15 MW			
cumulatieve sterfte	6,4	2,0	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,33%	0,42%
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 20 MW			
cumulatieve sterfte	6,3	1,9	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,32%	0,42%
IJmuiden Ver Gamma - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,5	3,0	17,1
additionele sterfte	0,66%	0,49%	0,45%
IJmuiden Ver Gamma - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,0	2,8	17,0
additionele sterfte	0,63%	0,46%	0,45%
Nederwiek I - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,8	2,9	16,5
additionele sterfte	0,68%	0,48%	0,43%
Nederwiek I - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,4	2,7	16,4
additionele sterfte	0,65%	0,45%	0,43%

4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

In de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling is beargumenteerd dat de effecten op niet-broedvogels voornamelijk gelden voor de beschermde soorten in de Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. De Bruine Bank is aangewezen voor de jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, en het Friese Front is aangewezen voor de zeekoet. Voor de overige Natura 2000-gebieden is in de betreffende MER'en beargumenteerd dat effecten op niet-broedvogels kunnen worden uitgesloten, met als uitzondering op de dwergmeeuw en/of grote stern van Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en Voordelta. Voor de twee laatste gebieden worden alleen die soorten behandeld.

Hieronder worden de verwachte effecten als gevolg van habitatverlies en aanvaringen op de hierboven genoemde vogelsoorten uit deze Natura 2000-gebieden besproken.

4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de niet-broedvogelsoorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behoudsdoelstelling.

Van de aangewezen soorten in de Bruine Bank worden voor grote jager *geen* jaarlijkse slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies verwacht in IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden (zie hoofdstuk 3). Effecten op deze soort in de Bruine Bank zijn daarmee uitgesloten.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden verwacht, waardoor effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden (zie hoofdstuk 3). Voor alk en zeekoet worden bij beide alternatieven voor de beoordeelde windparken uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht.

Aanvaringen

Voor aanvaringen geldt dat het belangrijk is om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit het beschermde natuurgebied om zo te kunnen bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het gebied. Er is momenteel geen kennis voorhanden over hoe bepaalde vogelsoorten de omgeving rondom een Natura 2000-gebied gebruiken: welk aandeel van de vogels blijft binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied, welk maakt tochten buiten de begrenzing, en hoe ver vliegen ze dan. Om die reden is momenteel de enige mogelijke aanname voor de beoordeling van de effecten op de betreffende niet-broedvogelsoorten dat zeevogels zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, de worst-case

aanname is gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van alle Natura 2000-gebieden. Omgekeerd betekent dit dat alle individuen vanuit een Natura 2000-gebied ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met de windturbines. Deze aanname houdt in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend worden naar effecten op de populatie van de Bruine Bank.

In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor de grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent, soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is en waaronder ook aanvaringsslachtoffers verwacht worden. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Verder geldt dat deze soorten in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende, trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium voor een trekvogelsoort) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium; Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied 2021). De aanwezige aantallen vogels liggen derhalve ruim boven het aanwijscriterium waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Op basis van deze argumenten kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen op het behalen van de IHD's van de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Habitatverlies

De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). Conform de KEC-methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand tot 500 m buiten de begrenzing van het windpark. Echter, uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen et al. 2006, Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke verstoringsafstand liggen bijna alle beoordeelde windparken op grotere afstand van de Bruine Bank, waardoor directe verstoring door de meeste windparken is uitgesloten. In het geval van IJmuiden Ver Alpha bedraagt de kortste afstand tot de Bruine Bank 2 km, waardoor de Bruine Bank voor alk en zeekoet net buiten de directe verstoringszone van dit windpark ligt.

De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied is gebaseerd op 15.620 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie (als watervogelsoort)

voor de zeekoet en 3.240 individuen voor de alk. Tellingen uit het aanwijsbesluit laten echter zien dat in het gebied tot bijna twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 en 6.334 alken in 2015-2016 op basis van Fijn & de Jong 2019). Bovendien nemen de aantallen zeekoeten en alken sinds 1991 significant toe op de Nederlandse Noordzee (Fijn *et al.* 2022), wat ook aangeeft dat het met deze soorten goed gaat in Nederland en waardoor landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de IHD's op gebiedsniveau) niet onder druk staan. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen we ervan uitgaan dat het minimale verlies aan habitat dat optreedt voor een deel van de zeekoeten en alken in de directe verstoringszone van een windpark in het nabijgelegen windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen.

Samenvatting
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies op het behalen van de IHD's van de zeekoet, alk, jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, en Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Friese Front
Het Friese Front is aangewezen voor zeekoet. In alle windparken van voorliggende beoordeling wordt sterfte onder zeekoeten door habitatverlies verwacht. Het dichtstbijzijnde windpark is Ten Noorden van de Waddeneilanden. Volgens het KEC 4.0 kan de begrenzing van dit windenergiegebied tot aan van het Natura 2000-gebied Friese Front reiken. Om effecten van habitatverlies uit te kunnen sluiten, moet het windpark op minimaal 2 km afstand van het Natura 2000-gebied liggen. Op basis van de huidig bekende onderlinge afstand tussen het Natura 2000-gebied Friese Front en windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden kunnen *effecten op de zeekoet niet uitgesloten worden*. Dit zal in de MER van Ten Noorden van de Waddeneilanden expliciet onderzocht moeten worden.

De overige windparken liggen op ca. minimaal 50 km afstand van het Natura 2000-gebied. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. De IHD van behoud voor deze soort komt daarmee door de overige windparken niet in gevaar. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op zeekoeten uit het Natura 2000-gebied Friese Front uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I.

Noordzeekustzone en Voordelta
Beide Natura 2000-gebieden liggen tegen de Nederlandse kust aan, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD ('behoud') kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, Beta,

Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dusdanig laag (zie hoofdstuk 3) dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt. Bovendien kunnen we ook voor deze gebieden de aanname doen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van deze gebieden. In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor dwergmeeuw en grote stern. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op dwergmeeuw en grote stern uit de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Uit §3 blijkt dat in elk van de beoordeelde windparken onder de soortengroepen ganzen en zwanen, eenden, steltlopers, zangvogels, en roofvogels en uilen aanvaringen kunnen voorkomen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een IHD voor Natura 2000-gebieden als (niet-)broedvogelsoort hebben. De genoemde aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen onder exemplaren uit Natura 2000-gebieden vallen, maar ook onder exemplaren uit andere gebieden. Hieronder zijn soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Bij gebrek aan betere kennis mogen we redelijkerwijs aannemen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding zullen zijn tot de populatiegrootte. Voor alle mogelijke soorten die de windparken kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en zeker ten opzichte van de IHD's die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken van de Routekaart 2023 (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) zou blijven waarmee kon worden gesteld dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat de extra sterfte door windparken in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden nooit tot significante effecten zal leiden in de cumulatiescenario's, ook al omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023. Daarmee zullen naar verwachting nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen en daarmee het verwachte aantal slachtoffers zal ook lager liggen.

Een uitzondering hierop vormt een aantal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor de soorten kleine zwaan, rotgans, bergeend, zwarte stern, rosse grutto, kanoet, wulp en spreeuw in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld. Volgens de resultaten van deze studie (Potiek *et al.* 2022a) en de actualisatie hiervan wegens aangepaste ALI-normen (Potiek & Gyimesi 2023) laten zien dat voor geen van deze soorten significante negatieve effecten in cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta optreden. De nieuwe slachtofferaantallen die zijn berekend voor de verschillende overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I laten zien dat de conclusies van de KEC 4.0 studie niet veranderen voor trekvogelsoorten: er zullen geen significant effecten optreden en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn daarom uit te sluiten. In §4.4 wordt een verdere beschouwing van deze effecten gegeven.

4.4 Trekvogels

Naast zeevogels worden ook de aanvaringsslachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels beoordeeld in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het Extended Band Model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in onder andere reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Voor deze trekvogelsoorten zijn de populatiemodellen opnieuw doorgerekend voor het cumulatieve overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Hiervoor zijn de huidig geldende ALI normen toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). Uit de ALI toetsing blijkt dat voor kanoet en rosse grutto de

normen worden overschreden in het internationale scenario van zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I (Tabel 4.4 en

Tabel 4.5). Voor beide soorten is de kans op een onacceptabele afname in het internationale scenario hoger dan de vastgestelde norm. Op basis van aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages voor beide soorten worden de ALI-normen echter niet overschreden. Dit wordt verderop in deze paragraaf uitgewerkt en onderbouwd. Voor alle andere soorten worden de ALI-normen niet overschreden en kunnen significant negatieve effecten uitgesloten worden.

Tabel 4.4 *Uitkomsten populatiemodellen IJmuiden Ver Gamma voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	93	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	98	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.018	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1253	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.128	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1249	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.129	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.001	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.013	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	9	0.05%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	734	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.108	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	731	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.111	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Wulp	15MW_int	302,273	673	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.04	nee
Wulp	20MW_int	302,273	672	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.037	nee

Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22569	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22503	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	476	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	475	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee

Tabel 4.5 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek overeenkomt met die voor IJmuiden Ver, zijn de uitkomsten voor het nationale scenario gelijk aan tabel 4.4.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	94	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	99	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.012	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1266	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.137	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1262	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.134	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.011	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.01	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	748	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.104	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	745	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.112	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee

Wulp	15MW_int	302,273	686	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.034	nee
Wulp	20MW_int	302,273	684	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.033	nee
Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22992	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22927	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.003	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	484	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.02	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	483	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.029	nee

In de KEC 4.0 studie zijn ook de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I meegenomen, maar destijds liet de ALI-toetsing geen significante negatieve effecten zien op de kanoet en de rosse grutto. In de huidige berekeningen hebben beide soorten slechts enkele additionele slachtoffers opgeleverd in de overplantingsscenario's (maximaal 3-5 voor de kanoet per windpark en maximaal 2-4 voor de rosse grutto, steeds bij het 15 MW alternatief), zoals vermeld in Tabel 3.18 en Tabel 3.28. Deze aantallen vallen zeker in het niet vergeleken met de eerdergenoemde onzekerheidsmarges. Na de KEC 4.0 studie zijn echter ook de ALI-normen aangepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), wat ook een rol speelt in de huidige negatieve modeluitkomsten. Anderzijds zijn sinds de KEC 4.0 studie opgesteld in 2022 ook nieuwe aanbevelingen verschenen over parameterwaardes voor berekeningen van aantallen slachtoffers onder trekvogels. Naast soortspecifieke fluxen hebben uitwijkpercentages en vlieghoogteverdelingen de grootste invloed op de uitkomsten van deze berekeningen, de overige parameters hebben relatief gezien een vele malen kleiner effect. Masden *et al.* (2021) toonden aan dat een 10% verlaging van het uitwijkpercentage het aantal aanvaringen met 3.271% laat toenemen. Verder liet Masden (2015) in een eerdere studie over de werking van Collision Risk Modellen zien dat het percentage vogels op rotorhoogte ook een grote invloed heeft op het aantal slachtoffers, omdat het rechtstreeks beïnvloedt hoeveel vogels kans op een aanvaring hebben. Andere parameters, zoals vliegsnelheid, lengte van de vogel en spanwijdte hebben een relatief klein effect op het geschatte aantal slachtoffers omdat ze slechts indirect doorwerken in de aanvaringskansen van vogels (Welcker & Vilela 2019). In het KEC 4.0 was een review uit 2009 de enige beschikbare bron over de belangrijkste parameters van uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte (Maclean *et al.* 2009), die als leidraad diende voor offshore windparkbeoordelingen in het Verenigd Koninkrijk. Na het verschijnen van het KEC 4.0 heeft in 2023 de Schotse overheid een nieuw reviewdocument laten opstellen om de kennisbasis voor het bepalen van aanvaringsrisico's van trekvogels in offshore windparken te actualiseren (Woodward *et al.* 2023). De studie concludeert dat er rondom de rosse grutto en de kanoet nog steeds grote kennisleemtes bestaan en adviseert daarom om in de vlieghoogteverdelingen rekening te houden met 100% van de vliegbewegingen van deze soorten op rotorhoogte. Dit is een significante toename ten opzichte van het 75% dat in de KEC 4.0 studie gehanteerd werd. Daarentegen adviseert deze studie ook om het gehanteerde uitwijkpercentage te verhogen van 98% naar 99,96%. Dat wil zeggen dat terwijl in de KEC 4.0 studie de aanname werd

gedaan dat van 100 vogels 2 (met andere woorden 100-98) in het rotoroppervlak terecht komen, dit volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 vogel zou zijn, oftewel 50 keer minder dan in de KEC 4.0 berekeningen. Ook als voor de rosse grutto en kanoet het aandeel vliegbewegingen op rotorhoogte van 100% gecombineerd wordt met het uitwijkpercentage, zal volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 slachtoffer van 100 doortrekkende vogels vallen. Dit staat tegenover 1,5 slachtoffer op 100 vogels volgens de KEC 4.0 aannames. De nieuwe adviesgetallen leiden dus tot een afname van 97%. Dit toont aan dat terwijl onze cumulatieve beoordeling gebaseerd is op de meest recente versie van het KEC, de uitgangspunten van die studie volgens de nieuwste inzichten aangepast zouden kunnen worden, met als consequentie dat de modelberekeningen veel minder slachtoffers zouden voorspellen onder deze twee soorten. Als de ALI toetsing met deze aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages wordt uitgevoerd, worden de ALI-normen niet overschreden in het nationale én het internationale scenario (Tabel 4.6). Op basis hiervan kunnen significante negatieve effecten ook op de kanoet en rosse grutto uitgesloten worden.

Tabel 4.6 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I en IJmuiden Ver voor de 20 MW-variant, voor het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario, op basis van de meest recente uitgangspunten over uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte voor kanoet en rosse grutto. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek en IJmuiden Ver Gamma gelijk zijn, worden deze in 1 regel weergegeven.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma / Nederwiek	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Kanoet	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	672,197	6	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, Nederwiek	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Rosse grutto	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	347,671	4	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rosse grutto	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	347,671	22	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.001	nee
Rosse grutto	20MW_int, Nederwiek	347,671	23	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.009	nee



5 Samenvatting

Onderhavige rapportage betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een toetsing van nieuwe cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Ten opzichte van het KEC 4.0, zijn deze aanvullende beoordelingen gedaan op basis van nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023). Bovendien is voor IJmuiden Ver Alpha en Beta een nieuw overplantingsalternatief (115 windturbines van 20 MW) getoetst dat in het MER nog niet in beschouwing was genomen.

Lokale vogels

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat onder lokale vogels in geen van de onderzochte windparkscenario's de ALI-norm van de soorten wordt overschreden. Met andere woorden: het aantal slachtoffers door aanvaring en habitatverlies onder lokale vogels leidt zowel bij het alternatief met 15 MW turbines als met 20 MW turbines, en zowel op nationaal niveau als op internationaal niveau, niet tot een overschrijding van de ALI-normen. Op basis van de bovenstaande uitkomsten kunnen significant negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, van windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden op alle lokale zeevogelsoorten worden uitgesloten in elk van de doorberekende scenario's.

Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Voor broedvogels uit beschermde natuurgebieden zijn voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I op basis van foerageerranges alleen effecten mogelijk op kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Vanwege momenteel nog onbekende uitgangspunten vormde windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden geen onderdeel van de huidige beoordeling van broedvogels. De berekende cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide onderzochte scenario's ligt voor elk van deze gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied. Significante negatieve effecten van een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden daarom met zekerheid uitgesloten.

Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent,

dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet, alk, grote stern) waarvoor in de onderzochte windparken slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden.

Voor *aanvaringen* onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Bovendien liggen de aanwezige aantallen vogels ruim boven het aanwijscriterium, waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha en Beta de instandhoudingsdoelstellingen niet in gevaar zal brengen.

De meeste beoordeelde windparken liggen op een dusdanige afstand van beschermde natuurgebieden dat directe effecten van *habitatverlies* op instandhoudingsdoelstellingen uitgesloten zijn. Een uitzondering vormt hierop windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden dat volgens de huidige uitganspunten grenst aan het Natura 2000-gebied het Friese Front dat aangewezen is voor de verstoringsgevoelige zeekoet. Om die reden kunnen effecten van habitatverlies als gevolg van de ontwikkeling van dit windenergiegebied niet op voorhand worden uitgesloten. De overige onderzochte windenergiebieden in beschouwing nemend, betreft de kortste afstand tot een Natura 2000-gebied de afstand tussen IJmuiden Ver Alpha en de Bruine Bank, namelijk 2 km. Hiermee ligt het windpark net buiten de directe verstoringszone van de alk en zeekoet, twee soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is. Om die reden zal het effect van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies minimaal zijn. Op basis van deze argumenten kunnen we ervan uitgaan dat in het geval van IJmuiden Ver Alpha de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank voor de zeekoet en alk niet in gevaar zullen komen. Omdat IJmuiden Ver Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I op een nog grotere afstand van Natura 2000-gebieden liggen, geldt deze conclusie ook voor deze windenergiegebieden.

Significante negatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden op de zeekoet in het Friese Front zijn niet op voorhand uitgesloten. In het geval van de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I zijn significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op zeevogels met instandhoudingsdoelstellingen als niet-broedvogel in beschermde natuurgebieden met zekerheid uitgesloten.

Voor landvogels die vanuit Natura 2000-gebieden tijdens hun migratie mogelijk offshore windenergiegebieden passeren geldt dat volgens de nieuwe slachtofferberekening voor de overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I voor het merendeel van de trekvogelsoorten significant effecten uitgesloten kunnen worden. Echter voor de kanoet en rosse grutto werden de ALI-normen op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten wel

overschreden. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden en kunnen significante negatieve effecten uitgesloten worden.

Trekvogels

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een instandhoudingsdoelstellingen voor Natura 2000-gebieden als niet-broedvogelsoort hebben. Er zijn geen exacte soortspecifieke gegevens voorhanden over de herkomst van deze vogels, maar vooralsnog werd aangenomen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en eventuele instandhoudingsdoelstellingen. Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten, zoals geïdentificeerd in het KEC 4.0, tonen aan dat op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten zowel bij de kanoet als bij de rosse grutto de geldende ALI-normen worden overschreden in het internationale scenario voor zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I, zowel voor het 15 MW als het 20 MW alternatief. De nationale scenario's voor beide windparken blijven binnen de normen. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden voor het nationale én internationale scenario. Daarmee kunnen significante negatieve effecten ook voor de kanoet en de rosse grutto worden uitgesloten als gevolg van sterfte door een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Voor de andere trekvogelsoorten worden al met de oude KEC 4.0 uitgangspunten al geen significante negatieve effecten in de berekende scenario's verwacht. Omdat onder de hierboven beschreven soorten de hoogste populatie-effecten verwacht worden, kan geconcludeerd worden dat ook voor andere trekkende landvogelsoorten geen significant negatief effect zal optreden.

Omdat de planning van het operationeel worden van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden aangepast is na het gereedkomen van het KEC 4.0, gelden de conclusies van die studie niet meer voor dit windpark. Om die reden kunnen we in het hier voorliggend rapport de beoordeling van effecten op trekvogels voor Ten Noorden van de Waddeneilanden niet uitvoeren en zal dit in de MER-fase moeten gebeuren.

6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma

Het milieueffectrapport (MER), de Passende Beoordeling (PB) en de soortbeschermingstoets (SBT) zijn reeds opgesteld voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit rapport zijn nieuwe vogelslachtofferberekeningen uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de gevolgen van deze nieuwe berekeningen op de resultaten die in MER, PB en SBT reeds zijn opgenomen voor IJmuiden Ver Gamma.

Uit deze cumulatiestudie kan worden geconcludeerd dat op basis van de nieuwe berekeningen de effecten op vogels in dezelfde ordegrootte liggen, waarmee de effecten van de nieuwe berekeningen op hoofdlijnen grotendeels vergelijkbaar zijn met reeds eerder gepresenteerde resultaten. De effectscores in het MER wijzigen daardoor niet. Wel zijn er verschillen in het te verwachten aantal aanvaringslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies op soortniveau, echter leiden deze verschillen in de meeste gevallen niet tot andere conclusies. De enige conclusie die op basis van de nieuwe berekeningen wel wijzigt is:

- op basis van de nieuwe berekeningen kunnen ook significant negatieve effecten op zeekoet en alk in het internationale scenario worden uitgesloten (dat is en was ook het geval in het nationale scenario). Op basis van de eerdere resultaten uit het MER en de PB kon dat nog niet in het internationale scenario worden uitgesloten.

Verder veranderen geen conclusies in PB en de SBT voor vogels met deze nieuwe berekeningen.

Na deze conclusie over gevolgen voor het MER, PB en SBT voor IJmuiden Ver Gamma op hoofdlijnen gaan we hierna met iets meer detail in op de resultaten van de nieuwe berekeningen in vergelijking met de resultaten van het eerder opgestelde MER, PB en SBT. We onderscheiden hierbij het effect op lokale vogels, broedvogels en niet-broedvogels uit beschermde gebieden en trekvogels. We gaan daarbij tevens in op cumulatie van effecten.

<u>Lokale vogels</u>
In de volgende tabel is het aantal aanvaringsslachtoffers weergegeven dat jaarlijks verwacht wordt voor zowel het alternatief met 153 turbines van 15 MW, als het alternatief met 115 turbines van 20 MW voor IJmuiden Ver Gamma. Er is een kolom toegevoegd met de jaarlijkse aantallen vogelslachtoffers van het alternatief met 153 turbines van 15 MW uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma (tabel 6.1). Dit is gedaan om een goede vergelijking te maken met de eerdere resultaten van het MER en de nieuw berekende aantallen in deze rapportage.

Tabel 6.1 Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor enkele alternatieven van een windpark in Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver.

	IJmuiden Ver Gamma		
	153 * 15 MW nieuw	**115 * 20 MW nieuw**	**153 * 15 MW Aantallen uit MER (oud)**
zilvermeeuw	7	6	10
grote mantelmeeuw	41	33	40
kleine mantelmeeuw	9	6	18
dwergmeeuw	7	5	6
drieteenmeeuw	7	5	21
jan-van-gent	16	12	15
kleine jager	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1	2
grote stern	2	2	2
papegaaiduiker	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1

Bijna nergens worden meer slachtoffers voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW berekend in de nieuwe berekeningen in vergelijking met het overplantingsalternatief met 153 turbines van 15 MW turbines uit het eerder opgestelde MER. Zo zijn 7 slachtoffers onder zilvermeeuwen te verwachten in het alternatief met 153 turbines van 15 MW, terwijl eerder in het MER voor ditzelfde alternatief 10 slachtoffers waren berekend. De uitzonderingen hierop zijn het aantal slachtoffers onder grote mantelmeeuwen, dwergmeeuwen en jan-van-genten. Daar worden in dit rapport respectievelijk 41, 7 en 16 slachtoffers berekend, terwijl in het eerder opgestelde MER voor deze soorten steeds 1 slachtoffer minder is berekend voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW.

Om te beoordelen wat dit betekent voor de populatie van genoemde soorten, wordt hierna eerst ingegaan op de cumulatie van effecten met andere windparken en wordt dit cumulatieve effect getoetst aan de ALI-normen. Het effect van kavel Gamma is namelijk met name relevant voor populaties als in cumulatie naar effecten wordt gekeken.

Omdat er in dit rapport gerekend is met aangepaste dichtheden van vogels, zijn de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies anders dan eerder in het MER is gepresenteerd. In de volgende tabel zijn de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma weergegeven, met daaraan een kolom toegevoegd met de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma.

Tabel 6.2 Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (zie tabel 3.12). Toegevoegd is een kolom met de maximaal verwacht jaarlijkse aantallen slachtoffers uit het eerder uitgevoerde MER.

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #	Jaarlijkse sterfte # uit MER (alle alternatieven)
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1	2
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2	5
dwergmeeuw	0,26	80**	5	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3	9
jan-van-gent	0,10	81,6*	2	2
kleine jager	0,00	80***	<1	<1
grote jager	0,00	80***	<1	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2	3
grote stern	0,07	70**	1	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1	<1
alk	0,09	80**	2	13
zeekoet	0,58	80**	11	42
noordse stormvogel	0,13	80**	2	5
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1	0

Voor alle soorten geldt dat (op basis van nieuwe inzichten en bronnen) de dichtheden en daarmee de te verwachten slachtoffers als gevolg van habitatverlies gelijk blijven of lager zijn geworden, behalve voor dwergmeeuw. Eerder in het MER is gerekend met 4 slachtoffers per jaar als gevolg van habitatverlies in kavel Gamma en dat is nu op basis van nieuwe dichtheden 5 slachtoffers per jaar. De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (en dit was 42 in het MER). Voor alk worden 2 slachtoffers per jaar verwacht (en dit was 13 in het MER). Dit verschil komt door de lagere dichtheden van genoemde soorten in IJmuiden Ver Gamma.

Naast de aantallen slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies als gevolg van een windpark in kavel Gamma is ook een berekening uitgevoerd naar het aantal vogelslachtoffers in cumulatie met andere windparken. Voor de exacte uitgangspunten hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk 2 van deze rapportage, maar in essentie komt het erop neer dat recentere dichtheidskaarten zijn gebruikt en dat met exactere gegevens is gerekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0. Vergelijken we de aantallen jaarlijkse slachtoffers in cumulatie in het nationale en internationale scenario met de eerder uitgevoerde berekeningen uit het MER (zie de volgende twee tabellen), dan is te zien dat de aantallen slachtoffers voor sommige soorten hoger uitvallen (bijvoorbeeld voor dwergmeeuw, visdief/noordse stern, grote stern (nationaal), kleine jager (internationaal) en noordse stormvogel) en voor andere soorten juist lager (bijvoorbeeld bij alken en zeekoeten).

Tabel 6.3 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 153 x 15 MW turbines en alternatief 'b' van 115 x 20 MW turbines. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma**
zilvermeeuw	64	62	100
grote mantelmeeuw	341	329	397
kleine mantelmeeuw	76	70	112
dwergmeeuw	110	107	66
drieteenmeeuw	85	82	197
jan-van-gent	146	136	164
kleine jager	<1	<1	1
grote jager	1	1	5
visdief/noordse stern	41	40	23
grote stern	38	37	30
papegaaiduiker	<1	<1	3
alk	15	15	192
zeekoet	92	92	635
noordse stormvogel	19	19	17
ongedetermineerde duiker	5	5	13

Tabel 6.4 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma
zilvermeeuw	410	408	528
grote mantelmeeuw	1.840	1.828	1.837
kleine mantelmeeuw	330	325	400
dwergmeeuw	190	186	122
drieteenmeeuw	672	669	1.103
jan-van-gent	1.281	1.271	1.003
kleine jager	6	6	2
grote jager	13	13	26
visdief/noordse stern	163	161	91
grote stern	86	86	98
papegaaiduiker	20	20	692
alk	114	114	2.398
zeekoet	786	786	13.206
noordse stormvogel	272	272	150
ongedetermineerde duiker	119	119	255

De effecten van deze (nieuw berekende) cumulatieve aantallen vogelslachtoffers als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op de populatie zijn in hoofdstuk 4 van deze rapportage door middel van populatiemodellen berekend en getoetst aan de geldende ALI-normen (Potiek et al, 2022a). De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in geen van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden, zowel voor het nationale scenario (Nederlandse windparken tot en met IJmuiden Ver Gamma) als het internationale scenario (ook alle internationale windparken waarvan de operationele fase begint in 2029 of eerder). Met andere woorden, voor geen van de lokale zeevogelsoorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. In het MER voor Gamma werd nog geconcludeerd dat voor zowel alk als zeekoet de ALI-norm in het internationale scenario werd overschreden. Daar is nu geen sprake meer van, vanwege lagere dichtheden en gebruik van exactere gegevens over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0.

Broedvogels uit beschermde gebieden

Zoals in het MER en de Passende Beoordeling reeds beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd. De berekeningen en beoordelingen van broedvogels zijn gedaan voor het scenario van 153 x 15 MW turbines en voor het scenario van 115 x 20 MW turbines. Hieronder wordt een vergelijking gemaakt tussen de uitkomsten van het scenario voor 153 x 15 MW turbines in het MER/PB en in voorliggend rapport. Volgens de nieuwe berekeningen in dit rapport kunnen effecten, ook in cumulatie, van IJmuiden Ver Gamma op broedvogels uit Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Uit paragraaf 3.2.2 in deze rapportage blijkt dat de additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen in de drie genoemde Natura 2000-gebieden op maximaal 0,12% ligt. Dit is het geval in het scenario met 153 turbines van 15 MW in IJmuiden Ver Gamma. Dan gaat het om 1,8 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. In eerdere berekeningen in het MER en de PB ging het om maximaal 3,2 slachtoffers (additionele sterfte 0,22%) onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Voor de Natura 2000-gebieden Duinen Vlieland en Waddenzee worden minder dan 1 slachtoffers per jaar onder kleine mantelmeeuwen verwacht en ligt de additionele sterfte lager dan 0,12%. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje). Hiervan is met een maximale additionele sterfte van 0,12% geen sprake. Dit was ook niet het geval in het uitgevoerde MER en PB en deze conclusie blijft gehandhaafd omdat de te verwachten jaarlijkse additionele sterfte minder is geworden (van 0,22 naar 0,12% additionele sterfte maximaal).

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in tabel 3.16 in deze rapportage. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van maximaal 9,5. Voor Duinen Vlieland wordt een cumulatief aantal slachtoffers verwacht van maximaal 3,0 (in het scenario met 15 MW turbines). Voor Waddenzee is dit aantal 17,1 jaarlijkse slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen.

In het MER voor IJmuiden Ver Gamma is voor Duinen en Lage Land Texel eerder een cumulatief aantal jaarlijkse slachtoffers van 12,2 gerapporteerd (nu dus lager met 9,8) en voor Duinen Vlieland en Waddenzee respectievelijk 2,9 (hetzelfde) en 10,4 (nu dus hoger met 17,1) slachtoffers. Het verschil in aantal slachtoffers in Waddenzee is met name te verklaren doordat meer internationale windparken zijn meegenomen in cumulatie. Eerder was de conclusie in het MER dat de cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit was. Ook met deze nieuw berekende cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen is de additionele sterfte door windparken in cumulatie minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit, namelijk maximaal 0,68% (voor Duinen en Lage Land Texel, bij andere Natura 2000-gebieden ligt dit percentage lager). Er kan dus met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden. Ook dit is niet gewijzigd ten opzichte van de eerder opgestelde MER en PB.

Niet-broedvogels uit beschermde gebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en zeekoet) waarvoor in IJmuiden Ver Gamma slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden. Het gaat hier dan om Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. Voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta met beschermde niet-broedvogels geldt dat deze gebieden tegen de Nederlandse kust aanliggen, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD (‘behoud’) kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Gamma dusdanig laag dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt.

Voor aanvaringen onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. In het MER en de PB voor Gamma werd geconcludeerd dat significant negatieve cumulatieve effecten op niet-broedvogels uit beschermde gebieden uitgesloten konden worden. Die conclusie blijft staan (zie ook paragraaf 4.3 uit deze rapportage).

Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er

redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden
Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. In paragraaf 4.3 wordt geconcludeerd dat ook voor trekkende landvogelsoorten geen significant effect zal optreden en significant negatieve effecten op (buitenlandse) Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Trekvogels
Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk het alternatief met 153 turbines van 15 MW (alternatief a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (alternatief b), zie tabel 3.17 in dit rapport. Deze aantallen slachtoffers zijn hoger dan onder andere soorten vogels vanwege het grotere aantal soorten dat bij zangvogels hoort en de grotere populaties die bij die soorten horen ten opzichte van andere soorten. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers verwacht in Gamma. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht. Als we deze aantallen vergelijken met de aantallen uit het MER voor Gamma, dan zijn het vrijwel dezelfde aantallen slachtoffers.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (zie tabel 3.18 in dit rapport). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten geïdentificeerd in het KEC 4.0 wijzen uit dat onder deze trekvogelsoorten, gebruik makend van de meest actuele kennis, de geldende ALI-normen niet overschreden worden. Daarom kunnen significant negatieve effecten op trekvogels uitgesloten worden.



Literatuur

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, Uk.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PLoS One 9(9): e106366.

Camphuysen, C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100(2): 113-122.

Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2023. Aanpassing normering Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. Memo DGNV-M / 27519839

Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied, 2021. Besluit Natura 2000-gebied Bruine Bank. DGNVLG-M/2021-168

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. Ibis 157(3): 558-566.

Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Flight intensity, flight altitudes and species composition in comparison to OWEZ, Rapport 11-112. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. Environmental Impact Assessment Review 73: 1-6.

Graafland, M., 2023. Uitgangspuntendocument kavelbesluit-cumulatiescenario tbv de MERren voor de kavelbesluiten. Memo Rijkswaterstaat Zee en Delta, Rijswijk.

Leemans, J.J. & A. Gyimesi, 2022. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea, Rapport 18-0178/22.06209/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Maclean, I.M.D., L.J. Wright, D.A. Showler & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd. BTO

Masden, E., 2015. Developing an avian collision risk model to incorporate variability and uncertainty. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 6 No 14. Scottish Government, Edinburgh.

Masden, E.A., A.S.C.P. Cook, A. McCluskie, W. Bouten, N.H.K. Burton & C.B. Thaxter, 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. Environmental Impact Assessment Review 90: 106622.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling

and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee, KEC 3.0. Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023a. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Alpha. Pondera Consult, Arnhem.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023b. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Beta. Pondera Consult, Arnhem.
Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
Sovon, 2022. Invulling van parameterwaarden voor Acceptable Levels of Impact van sterfte van vogels door windparken op zee. Sovon notitie 2022/46. Sovon Vogelonderzoek Nederland
van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma. Vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 23-153. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Welcker, J. & R. Vilela, 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. BioConsult SH, Husum.
Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
Woodward, I.D., S.E. Franks, K. Bowgen, J.G. Davies, R.M.W. Green, L.R. Griffin, C. Mitchell, N. O'Hanlon, C. Pollock, E.C. Rees, C. Tremlett, L. Wright & A.S.C.P. Cook, 2023. Strategic study of collision risk for birds on migration and further development of the stochastic collision risk modelling tool. Work Package 1: Strategic review of birds on migration in Scottish waters. The Scottish Government, Edinburgh.

Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

In deze bijlage is voor iedere soort een beschrijving te vinden van de toetsing van het effect van de opgenomen windparken in de verschillende scenario's op de populatiegrootte. De namen van de scenario's die steeds terugkomen in de tabellen komen overeen met de namen van de scenario's zoals deze staan beschreven in Tabel 2.1. Eerst staan de resultaten voor alle nationale scenario's beschreven. Daarna staan de resultaten van de internationale scenario's voor 1a en 1b beschreven.

Nationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 11 en 16. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%) naar 0.991 (jaarlijkse afname van 0.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 2.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.1 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	0.993	0.000	NEE
scenario_1a	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_1b	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_2a	15	9653	0.908	0.991	0.017	NEE
scenario_2b	15	9653	0.908	0.991	0.020	NEE
scenario_4a	16	9653	0.908	0.991	0.023	NEE
scenario_4b	16	9653	0.908	0.991	0.018	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) naar 1.000 (jaarlijks gelijkblijvende populatie).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.9% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.2 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_1b	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	0	475	0.929	1.000	0.012	NEE
scenario_2b	0	475	0.929	1.001	0.011	NEE
scenario_4a	0	475	0.929	1.000	0.015	NEE
scenario_4b	0	475	0.929	1.000	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 13 en 21. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.8% en 2.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.3 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.004	0.000	NEE
scenario_1a	13	18408	0.935	1.003	0.018	NEE
scenario_1b	13	18408	0.935	1.002	0.020	NEE
scenario_2a	19	18408	0.935	1.002	0.026	NEE
scenario_2b	19	18408	0.935	1.002	0.025	NEE
scenario_4a	21	18408	0.935	1.002	0.019	NEE
scenario_4b	21	18408	0.935	1.002	0.027	NEE

Ongedetermineerde duikers

Voor ongedetermineerde duikers is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 4 en 5. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 86%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.014 (jaarlijkse toename van 1.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.4% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.4 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep duikers. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor duikers is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor duikers 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	4	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_1b	4	5750	0.860	1.015	0.007	NEE
scenario_2a	5	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_2b	5	5750	0.860	1.015	0.004	NEE
scenario_4a	5	5750	0.860	1.016	0.004	NEE
scenario_4b	5	5750	0.860	1.014	0.015	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 48 en 66. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.944 (jaarlijkse afname van 5.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 12.3% en 16.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.5 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	49	10088	0.859	0.945	0.130	NEE
scenario_1b	48	10088	0.859	0.946	0.123	NEE
scenario_2a	63	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_2b	62	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_4a	66	10088	0.856	0.944	0.165	NEE
scenario_4b	65	10088	0.857	0.944	0.161	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 54 en 76. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.979 (jaarlijkse afname van 2.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 9.7% en 13.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.6 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	55	18789	0.910	0.980	0.097	NEE
scenario_1b	54	18789	0.910	0.980	0.098	NEE
scenario_2a	72	18789	0.909	0.979	0.127	NEE
scenario_2b	70	18789	0.909	0.979	0.125	NEE
scenario_4a	76	18789	0.909	0.979	0.136	NEE
scenario_4b	73	18789	0.909	0.979	0.134	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 254 en 347. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.929 (jaarlijkse afname van 7.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 26.1% en 32.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.7 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	257	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_1b	254	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_2a	336	16302	0.848	0.930	0.319	NEE
scenario_2b	329	16302	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_4a	347	16302	0.848	0.929	0.325	NEE
scenario_4b	339	16302	0.848	0.930	0.318	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 92 en 112. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.1% en 5.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.8 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	93	59233	0.825	1.007	0.052	NEE
scenario_1b	92	59233	0.825	1.007	0.041	NEE
scenario_2a	109	59233	0.825	1.007	0.050	NEE
scenario_2b	107	59233	0.825	1.007	0.043	NEE
scenario_4a	112	59233	0.825	1.007	0.057	NEE
scenario_4b	109	59233	0.825	1.007	0.052	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 109 en 151. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 34.4% en 41.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.9 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	113	9842	0.906	0.997	0.350	NEE
scenario_1b	109	9842	0.906	0.997	0.344	NEE
scenario_2a	144	9842	0.902	0.994	0.410	NEE
scenario_2b	136	9842	0.903	0.995	0.395	NEE
scenario_4a	151	9842	0.902	0.993	0.417	NEE
scenario_4b	142	9842	0.903	0.994	0.403	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 62 en 89. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.6% en 6.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.10 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	63	30463	0.851	0.949	0.045	NEE
scenario_1b	62	30463	0.851	0.949	0.036	NEE
scenario_2a	84	30463	0.850	0.948	0.051	NEE
scenario_2b	82	30463	0.850	0.948	0.053	NEE
scenario_4a	89	30463	0.850	0.948	0.060	NEE
scenario_4b	87	30463	0.850	0.948	0.061	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit alsnog in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 5.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.11 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	0	135	0.898	0.960	0.027	NEE
scenario_1b	0	135	0.898	0.959	0.031	NEE
scenario_2a	0	135	0.897	0.958	0.046	NEE
scenario_2b	0	135	0.897	0.958	0.048	NEE
scenario_4a	0	135	0.897	0.958	0.053	NEE
scenario_4b	0	135	0.897	0.959	0.045	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 1. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.9% en 7.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.12 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	1	395	0.878	0.953	0.049	NEE
scenario_1b	1	395	0.878	0.953	0.050	NEE
scenario_2a	1	395	0.876	0.952	0.071	NEE
scenario_2b	1	395	0.876	0.951	0.071	NEE
scenario_4a	1	395	0.876	0.952	0.068	NEE
scenario_4b	1	395	0.876	0.951	0.073	NEE

Visdief/noordse stern

Voor de soortgroep visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 35 en 53. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.996 (jaarlijkse afname van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 1.2% en 2.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.13 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor deze soortgroep is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	35	60708	0.914	0.996	0.017	NEE
scenario_1b	35	60708	0.914	0.996	0.016	NEE
scenario_2a	40	60708	0.914	0.996	0.012	NEE
scenario_2b	40	60708	0.914	0.996	0.022	NEE
scenario_4a	53	60708	0.914	0.996	0.021	NEE
scenario_4b	52	60708	0.914	0.996	0.018	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 33 en 40. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 94%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.043 (jaarlijkse toename van 4.3%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.4% en 2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.14 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.043	0.000	NEE
scenario_1a	34	23259	0.941	1.042	0.020	NEE
scenario_1b	33	23259	0.941	1.043	0.014	NEE
scenario_2a	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_2b	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_4a	40	23259	0.940	1.042	0.018	NEE
scenario_4b	39	23259	0.940	1.042	0.017	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 66 en 100. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.15 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	66	63722	0.948	1.043	0.023	NEE
scenario_1b	66	63722	0.948	1.043	0.020	NEE
scenario_2a	92	63722	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_2b	92	63722	0.948	1.042	0.033	NEE
scenario_4a	100	63722	0.948	1.042	0.025	NEE
scenario_4b	100	63722	0.948	1.042	0.033	NEE

Internationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 110 en 123. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%) naar 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.7% en 3.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.16 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	1.007	0.000	NEE
scenario_1a	110	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_1b	110	69806	0.908	1.005	0.026	NEE
scenario_2a	114	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_2b	114	69806	0.908	1.004	0.031	NEE
scenario_3a	116	69806	0.907	1.005	0.017	NEE
scenario_3b	115	69806	0.907	1.004	0.028	NEE
scenario_4a	123	69806	0.907	1.004	0.031	NEE
scenario_4b	123	69806	0.907	1.005	0.021	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 20 en 24. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Ondanks deze extra sterfte blijft de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) afgerond hetzelfde.De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.17 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	20	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_1b	20	34707	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	21	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_2b	20	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_3a	21	34707	0.929	1.001	0.006	NEE
scenario_3b	21	34707	0.929	1.001	0.013	NEE
scenario_4a	24	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_4b	24	34707	0.929	1.001	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 266 en 309. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.003 (jaarlijkse toename van 0.3%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.8% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.18 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.003	0.000	NEE
scenario_1a	266	406652	0.935	1.002	0.013	NEE
scenario_1b	266	406652	0.935	1.002	0.012	NEE
scenario_2a	273	406652	0.935	1.003	0.008	NEE
scenario_2b	272	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_3a	284	406652	0.935	1.003	0.011	NEE
scenario_3b	283	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_4a	309	406652	0.935	1.002	0.014	NEE
scenario_4b	309	406652	0.935	1.003	0.010	NEE

Ongedetermineerde duiker

Voor ongedetermineerde duiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 117 en 119. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 85.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.010 (jaarlijkse toename van 1.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 3.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.19 *Uitkomsten populatiemodel voor ongedetermineerde duiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor ongedetermineerde duiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor ongedetermineerde duiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	117	33746	0.858	1.011	0.033	NEE
scenario_1b	117	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_2a	119	33746	0.858	1.011	0.027	NEE
scenario_2b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE
scenario_3a	119	33746	0.858	1.010	0.035	NEE
scenario_3b	119	33746	0.858	1.010	0.036	NEE
scenario_4a	119	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_4b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 393 en 438. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.946 (jaarlijkse afname van 5.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 10.7% en 12.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.20 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	394	94755	0.859	0.946	0.113	NEE
scenario_1b	393	94755	0.859	0.946	0.107	NEE
scenario_2a	411	94755	0.859	0.946	0.117	NEE
scenario_2b	408	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_3a	417	94755	0.859	0.946	0.116	NEE
scenario_3b	413	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_4a	438	94755	0.859	0.946	0.122	NEE
scenario_4b	437	94755	0.859	0.946	0.118	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 309 en 344. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.977 (jaarlijkse afname van 2.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 15.6% en 17.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.21 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	310	66432	0.908	0.978	0.161	NEE
scenario_1b	309	66432	0.908	0.978	0.156	NEE
scenario_2a	331	66432	0.907	0.978	0.175	NEE
scenario_2b	325	66432	0.907	0.978	0.171	NEE
scenario_3a	332	66432	0.907	0.978	0.167	NEE
scenario_3b	326	66432	0.907	0.978	0.164	NEE
scenario_4a	344	66432	0.907	0.977	0.173	NEE
scenario_4b	341	66432	0.907	0.977	0.176	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1752 en 1957. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.930 (jaarlijkse afname van 7.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 30.1% en 32.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.22 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	1,755	92400	0.849	0.932	0.301	NEE
scenario_1b	1,752	92400	0.849	0.932	0.302	NEE
scenario_2a	1,847	92400	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_2b	1,828	92400	0.849	0.931	0.312	NEE
scenario_3a	1,884	92400	0.848	0.931	0.315	NEE
scenario_3b	1,858	92400	0.848	0.931	0.314	NEE
scenario_4a	1,957	92400	0.848	0.930	0.324	NEE
scenario_4b	1,949	92400	0.848	0.930	0.323	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 172 en 193. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.008 (jaarlijkse toename van 0.8%) naar 1.006 (jaarlijkse toename van 0.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 4.8% en 6.8%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.23 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.008	0.000	NEE
scenario_1a	173	70920	0.824	1.006	0.051	NEE
scenario_1b	172	70920	0.824	1.006	0.048	NEE
scenario_2a	190	70920	0.824	1.006	0.068	NEE
scenario_2b	186	70920	0.824	1.006	0.056	NEE
scenario_3a	189	70920	0.824	1.006	0.049	NEE
scenario_3b	184	70920	0.824	1.006	0.058	NEE
scenario_4a	193	70920	0.824	1.006	0.059	NEE
scenario_4b	190	70920	0.824	1.006	0.050	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1243 en 1407. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 32.8% en 35.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.24 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	1,247	121051	0.907	0.998	0.330	NEE
scenario_1b	1,243	121051	0.907	0.998	0.328	NEE
scenario_2a	1,283	121051	0.907	0.998	0.337	NEE
scenario_2b	1,271	121051	0.907	0.998	0.332	NEE
scenario_3a	1,311	121051	0.906	0.998	0.338	NEE
scenario_3b	1,297	121051	0.907	0.998	0.334	NEE
scenario_4a	1,407	121051	0.906	0.997	0.355	NEE
scenario_4b	1,398	121051	0.906	0.997	0.356	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 650 en 730. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt

de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.6% en 5.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.25 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	651	257088	0.850	0.949	0.047	NEE
scenario_1b	650	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_2a	674	257088	0.850	0.948	0.047	NEE
scenario_2b	669	257088	0.850	0.949	0.046	NEE
scenario_3a	689	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_3b	683	257088	0.850	0.948	0.052	NEE
scenario_4a	730	257088	0.850	0.948	0.056	NEE
scenario_4b	727	257088	0.850	0.948	0.056	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's 6 of 7. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.5% en 4.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.26 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_1b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_2a	7	3006	0.898	0.959	0.035	NEE
scenario_2b	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_3a	6	3006	0.898	0.959	0.044	NEE
scenario_3b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_4a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_4b	6	3006	0.898	0.958	0.046	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 13 en 15. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.954 (jaarlijkse afname van 4.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.1% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.27 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	13	10023	0.880	0.955	0.021	NEE
scenario_1b	13	10023	0.880	0.954	0.029	NEE
scenario_2a	13	10023	0.880	0.955	0.027	NEE
scenario_2b	13	10023	0.880	0.955	0.023	NEE
scenario_3a	13	10023	0.880	0.955	0.022	NEE
scenario_3b	13	10023	0.880	0.954	0.025	NEE
scenario_4a	15	10023	0.879	0.954	0.033	NEE
scenario_4b	15	10023	0.879	0.954	0.032	NEE

Visdief/noordse stern

Voor visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 156 en 178. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.995 (jaarlijkse afname van 0.5%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 3.4% en 4.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.28 *Uitkomsten populatiemodel voor visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor visdief/noordse stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	156	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_1b	156	96861	0.913	0.995	0.034	NEE
scenario_2a	163	96861	0.913	0.995	0.040	NEE
scenario_2b	161	96861	0.913	0.995	0.044	NEE
scenario_3a	162	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_3b	161	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_4a	178	96861	0.912	0.995	0.044	NEE
scenario_4b	177	96861	0.912	0.995	0.042	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 82 en 90. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 93.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte

populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.041 (jaarlijkse toename van 4.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.9% en 4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.29 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	82	30011	0.939	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	82	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_2a	87	30011	0.939	1.041	0.036	NEE
scenario_2b	86	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3a	87	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3b	86	30011	0.939	1.041	0.040	NEE
scenario_4a	90	30011	0.939	1.041	0.038	NEE
scenario_4b	89	30011	0.939	1.042	0.035	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 760 en 862. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.5% en 3.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.30 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	760	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	760	601490	0.948	1.043	0.026	NEE
scenario_2a	787	601490	0.948	1.042	0.037	NEE
scenario_2b	786	601490	0.948	1.042	0.026	NEE
scenario_3a	807	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_3b	802	601490	0.948	1.042	0.028	NEE
scenario_4a	862	601490	0.948	1.042	0.031	NEE
scenario_4b	861	601490	0.948	1.042	0.026	NEE

Bijlage II Windpark data

Tabel II.1 *Windpark data die zijn gebruikt bij de berekeningen van de verschillende cumulatieve scenario's. Er is altijd gerekend met een aantal van 3 turbinebladen. Voor toekomstige zoekgebieden is de gebruikte oppervlakte bepaald aan de hand van de aanname van 10MW/km^2.*

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
IJmuiden Ver Alpha	NL	2029	189,1	52,8005	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Beta	NL	2029	197,1	52,8377	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Gamma	NL	2029	226,6	53,1	115/134	15/20	236/280	143/165
Nederwiek I	NL	2030	273,2	53,1474	115/134	15/20	236/280	143/165
Ten Noorden van de Waddeneilanden	NL	2031	150,1	54,0226	47/35	15/20	236/280	143/165
Borssele I + II	NL	2020	128,3	51,683	94	8	167	108
Borssele III + IV	NL	2021	146,0	51,6998	77	9,5	164	108
Borssele V	NL	2021	0,6	51,7092	2	9,5	164	108
Luchterduinen	NL	2015	15,9	52,4051	43	3	112	81
Gemini	NL	2017	67,6	54,0365	150	4	130	89
Hollandse Kust (zuid) I + II	NL	2023	115,0	52,3341	70	11	193	121
Hollandse Kust (zuid) III + IV	NL	2023	143,9	52,2796	69	11	193	121
Hollandse Kust (noord) V	NL	2023	126,4	52,7141	69	11	200	121
Hollandse Kust (west) VI	NL	2026	91,3	52,6293	54	14	236	143
Hollandse Kust (west) VII	NL	2026	97,9	52,6293	60	14	236	143
Thornton Bank phase I	BE	2008	0,4	51,5439	6	5,08	126	94
Northwind	BE	2013	13,8	51,6194	72	3	112	71
Belwind	BE	2009	13,1	51,6702	55	3	90	72
Norther	BE	2018	38,4	51,5269	44	8,4	164	101
Rentel	BE	2017	23,3	51,5913	42	7	154	106
Seamade (SeaStar)	BE	2019	18,4	51,6342	30	8,4	167	109
Seamade (Mermaid)	BE	2019	16,3	51,7186	28	8,4	167	109
Nobelwind	BE	2016	22,3	51,6644	50	3,3	112	79
Thornton Bank phase II	BE	2010	12,1	51,5564	30	6,15	126	95
Thornton Bank phase III	BE	2011	7,3	51,5403	18	6,15	126	95
Northwester 2	BE	2019	11,8	51,6868	23	9,5	164	105
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	BE	2025	70,0	51,6211	59	12	220	135

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	BE	2027	140,0	51,4731	94	15	236	143
Alpha Ventus	DUI	2008	3,9	54,0109	12	5	120	92
DanTysk	DUI	2013	65,7	55,1377	80	3,6	120	88
Borkum Riffgrund 3	DUI	2023	59,6	54,0462	81	11	200	125
Borkum Riffgrund 1	DUI	2013	35,4	53,9673	78	4	120	87
Amrumbank West	DUI	2013	30,2	54,523	80	3,78	120	90
Nordsee Ost	DUI	2012	35,4	54,4446	48	6,15	126	92
Meerwind Süd Ost	DUI	2012	39,8	54,3922	80	3,6	120	89
Butendiek	DUI	2014	31,3	55,0175	80	3,6	120	90
Global Tech I	DUI	2012	40,5	54,5089	80	5	116	82
Gode Wind 3	DUI	2023	13,6	54,0375	22	11	200	125
Trianel Windpark Borkum II	DUI	2018	30,7	54,0503	32	6,34	152	104,5
Hohe See	DUI	2018	40,5	54,4433	71	7	154	105
Sandbank	DUI	2015	47,1	55,1996	72	4	130	94,75
Gode Wind 1 and 2	DUI	2015	69,4	54,0412	97	6,26	154	111
EnBW He Dreiht	DUI	2024	62,5	54,3653	70	10	193	122
Nordergründe	DUI	2016	3,4	53,835	18	6,15	126	84
Riffgat	DUI	2012	6,0	53,6924	30	3,6	120	90
BARD Offshore 1	DUI	2010	58,9	54,3554	80	5	122	90
Deutsche Bucht	DUI	2018	17,6	54,3054	31	8,4	164	108
Merkur	DUI	2017	39,3	54,0431	66	6	150	102,6
Trianel Windpark Borkum I	DUI	2011	22,6	54,0464	40	5	116	90
Nordsee One	DUI	2015	29,8	53,9816	54	6,15	126	90
N-3.5	DUI	2027	42,0	54,0257	28	15	236	143
N-3.6	DUI	2027	48,0	54,0457	32	15	236	143
N-3.7	DUI	2025	22,5	54,0449	15	15	236	143
N-3.8	DUI	2025	43,3	54,068	29	15	236	143
N-6.6	DUI	2028	63,0	54,2659	42	15	236	143
N-6.7	DUI	2028	270,0	54,3606	18	15	236	143
N-7.2	DUI	2026	93,0	54,2883	62	15	236	143
N-8.4	DUI	2026	42,5	54,5346	28	15	236	143
Borkum Riffgrund 2	DUI	2018	36,0	53,9518	56	8,3	164	105
Kaskasi	DUI	2021	17,3	54,4891	38	9	167	107,5
Veja Mate	DUI	2016	50,9	54,3181	67	6	154	103,28

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Albatros	DUI	2019	10,5	54,486	16	7	154	105
N-9.1	DUI	2028	100,0	54,4375	67	15	236	143
N-9.2	DUI	2028	100,0	54,5213	67	15	236	143
N-10.1	DUI	2029	100,0	54,6019	57	15	236	143
N-10.2	DUI	2029	70,0	54,675	47	15	236	143
N-13-3	DUI	2030	100,0	55,0606	50	20	280	165
N-9.3	DUI	2029	100,0	54,4363	67	15	236	143
N-9.4	DUI	2029	100,0	54,5595	67	15	236	143
Horns Rev 1	DK	2002	20,7	55,4861	80	2	80	70
Horns Rev 2	DK	2008	33,2	55,6004	91	2,3	93	68
Horns Rev 3	DK	2017	116,2	55,6941	49	8,3	164	102
Thor - 2020 Tender	DK	2025	100,0	56,3254	75	16	236	143
Vesterhav Nord Syd	DK	2022	34,4	56,3776	41	8,4	167	109
Dudgeon	VK	2016	55,1	53,2654	67	6	154	110
Greater Gabbard	VK	2009	146,1	51,884	140	3,6	107	77,5
Gunfleet Sands	VK	2008	15,8	51,7302	48	3,6	107	75
Dogger Bank B	VK	2023	598,9	54,9774	95	13	220	150
Humber Gateway	VK	2013	26,5	53,6443	73	3	112	80
Inner Dowsing	VK	2007	8,8	53,1891	27	3,6	107	80
Kentish Flats	VK	2004	10,0	51,4604	30	3	90	70
Lincs	VK	2011	38,3	53,1905	75	3,6	120	85,25
London Array	VK	2011	106,9	51,6268	175	3,6	120	87
Lynn	VK	2007	7,9	53,1367	27	3,6	107	80
Race Bank	VK	2016	62,4	53,2766	91	6,3	154	110
Dogger Bank C	VK	2024	120,0	55,0397	95	14	220	138
Sofia	VK	2024	140,0	54,9899	100	14	222	141
Hornsea Project Four	VK	2031	100,0	54,0386	50	20	280	165
Hornsea Project Three	VK	2026	240,0	53,873	231	11	164	123
Hornsea Project Two	VK	2020	461,9	53,9402	165	8,4	167	120,9
Scroby Sands	VK	2003	4,2	52,6457	30	2	80	60
Sheringham Shoal	VK	2009	35,0	53,1356	88	3,6	107	81,75
Teesside	VK	2012	4,3	54,6453	27	2,3	93	80
Thanet	VK	2009	34,9	51,4304	100	3	90	70
East Anglia Hub - ONE North	VK	2024	80,0	52,3811	58	14	222	140
ForthWind Demo Phase 2	VK	2024	8,7	56,1376	7	12	200	125

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Triton Knoll	VK	2020	149,5	53,4785	90	9,5	164	107
Westermost Rough	VK	2014	34,9	53,8059	35	6	154	102
East Anglia Hub - TWO	VK	2025	90,0	52,1327	65	14	222	140
Scottish SMP - E3	VK	2030	100,0	56,9978	50	20	280	165
Moray East	VK	2019	295,6	58,1883	100	9,5	164	105
Seagreen	VK	2021	336,5	56,5969	114	10	164	123
Aberdeen OWF (EOWDC)	VK	2018	20,0	57,2257	11	8,8	164	109
Race Bank Extension	VK	2029	57,3	53,2935	38	15	236	143
Dudgeon Extension	VK	2028	40,2	53,2788	115	20	280	165
Sheringham Shoal Extension	VK	2028	31,7	53,167	16	20	280	165
Five Estuaries	VK	2030	35,3	51,9014	18	20	280	165
North Falls	VK	2029	50,4	51,7537	34	15	236	143
Kincardine - Phase 2	VK	2020	24,2	57,0067	5	9,6	164	104
Seagreen 1A	VK	2024	36,0	56,5619	36	10	164	123
Beatrice	VK	2017	131,3	58,254	84	7	154	110
Inch Cape	VK	2026	100,0	56,4946	72	15	250	143
Neart na Gaoithe	VK	2020	105,1	56,2677	54	8	167	125
Kentish Flats Extension	VK	2015	8,3	51,4507	15	3,3	112	83,6
Galloper	VK	2016	113,6	51,8931	56	6	154	103,5
East Anglia ONE	VK	2018	162,8	52,2327	102	7	154	90
East Anglia Hub - THREE	VK	2023	140,0	52,6652	100	14	222	140
Norfolk Vanguard	VK	2025	180,0	52,8702	158	20	303	198,5
Norfolk Boreas	VK	2027	180,0	53,0385	158	20	303	165
Blyth Offshore Demo Phase 1	VK	2017	3,6	55,131	5	8,3	164	109,5
Berwick Bank	VK	2028	230,0	56,2919	115	20	280	165
Marr Bank	VK	2031	185,0	56,3449	93	20	280	165
Hywind Scotland Pilot Park	VK	2017	15,1	57,4843	5	6	154	101
Moray West	VK	2024	95,0	58,0972	85	15	230	143
Blyth Offshore Demo Phase 2	VK	2024	15,2	55,1851	5	14	236	140
Dogger Bank A	VK	2022	515,2	54,7695	95	13	220	150
Hornsea Project One	VK	2018	407,3	53,8833	174	7	154	113

Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit

Tabel III.1 *Parameterwaarden voor bladbreedte, draaisnelheid en pitch per turbine die zijn gebruikt in de berekeningen met het sCRM. Waar mogelijk zijn de waarden van bestaande turbinetypes genomen. Voor (nog) niet-bestaande turbinetypes zijn de waarden geëxtrapoleerd op basis van de bestaande turbinetypes.*

turbine capaciteit (MW)	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
2	3,229	17,058	6,143
2,3	3,31	16,574	6,1
3	3,5	15,498	6
3,3	3,581	15,058	5,957
3,6	3,663	14,632	5,914
3,78	3,71	14,39	5,889
4	3,771	14,084	5,857
5	4,043	12,819	5,714
5,08	4,063	12,729	5,703
6	4,314	11	5,571
6,15	4,355	11,545	5,55
6,26	4,386	11,429	5,533
6,3	4,396	11,393	5,528
6,34	4,407	11,349	5,522
7	4,586	10,728	5,428
8	4,857	10,3	5,285
8,3	4,938	9,685	5,243
8,4	4,965	9,615	5,228
8,8	5,074	9,351	5,171
9	5,128	9,227	5,143
9,5	5,264	8,944	5,071
9,6	5,291	8,891	5,057
10	5,4	8,697	5
11	5,671	8,6	4,857
12	5,943	7,9	4,714
13	6,214	7,991	4,571
14	6,485	7,8	4,428
15	6,757	8,4	4,285
16	7,028	8,609	4,142
20	8,114	8,6	3,571

Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

Tabel IV.1 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de eerste acht soorten.*

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Borssele I + II	4	16	4	6	10	4	<1	<1
Borssele III + IV	3	13	3	2	8	3	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	2	14	2	8	5	2	<1	<1
Gemini	5	18	6	3	20	11	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	4	21	3	5	7	3	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	4	21	3	9	6	3	<1	0
Hollandse Kust (noord) V	4	37	4	7	8	4	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	2	16	2	2	5	2	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	3	19	3	2	6	2	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	3	38	5	7	15	9	<1	<1
Belwind	1	19	2	1	6	2	<1	<1
Norther	2	21	3	7	6	3	<1	<1
Rentel	1	17	2	2	4	1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	1	14	1	<1	3	1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	12	1	<1	3	1	<1	<1
Nobelwind	2	21	2	1	7	3	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	10	1	2	2	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	6	<1	1	1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	11	1	<1	3	1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	2	29	3	<1	6	2	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	4	0	5	0	11	3	0	<1
Alpha Ventus	<1	1	<1	<1	2	<1	0	<1
DanTysk	3	15	2	<1	13	5	<1	<1
Borkum Riffgrund 3	3	21	3	2	15	4	<1	<1
Borkum Riffgrund 1	3	11	3	1	14	4	<1	<1
Amrumbank West	3	15	2	<1	11	3	0	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Nordsee Ost	2	11	1	<1	7	2	0	<1
Meerwind Süd Ost	3	0	2	0	13	4	0	<1
Butendiek	4	10	2	<1	10	3	0	<1
Global Tech I	2	17	3	<1	19	7	0	<1
Gode Wind 3	<1	4	<1	<1	4	1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Hohe See	2	19	2	<1	13	4	0	<1
Sandbank	2	15	2	<1	7	4	0	<1
Gode Wind 1 and 2	3	13	3	<1	11	3	<1	<1
EnBW He Dreiht	2	24	3	<1	13	4	0	<1
Nordergründe	1	0	<1	0	4	2	0	<1
Riffgat	1	5	<1	<1	4	1	<1	<1
BARD Offshore 1	2	24	3	<1	8	4	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	11	1	<1	3	2	<1	<1
Merkur	2	9	2	<1	11	3	0	<1
Trianel Windpark Borkum I	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Nordsee One	2	8	2	<1	9	3	<1	<1
N-3.5	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-3.6	1	6	1	<1	6	2	<1	<1
N-3.7	<1	3	<1	<1	3	<1	<1	<1
N-3.8	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-6.6	2	15	2	1	5	3	<1	<1
N-6.7	<1	9	<1	<1	2	1	<1	<1
N-7.2	2	20	3	<1	12	4	<1	<1
N-8.4	<1	8	1	<1	6	2	0	<1
Borkum Riffgrund 2	2	10	2	1	11	4	<1	<1
Kaskasi	2	10	1	<1	6	2	0	<1
Veja Mate	2	22	3	<1	7	4	<1	<1
Albatros	<1	5	<1	<1	3	<1	0	<1
N-9.1	2	35	3	<1	8	4	<1	<1
N-9.2	2	27	3	<1	8	4	<1	<1
N-10.1	2	14	3	<1	11	4	0	<1
N-10.2	2	11	2	<1	5	3	<1	<1
N-13-3	2	32	2	<1	6	4	<1	<1
N-9.3	2	37	3	<1	8	4	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
N-9.4	2	28	3	<1	8	4	<1	<1
Horns Rev 1	4	11	1	<1	6	4	0	<1
Horns Rev 2	5	12	3	2	12	10	0	<1
Horns Rev 3	4	8	2	1	5	4	0	<1
Thor - 2020 Tender	5	14	3	0	7	5	0	<1
Vesterhav Nord Syd	0	9	0	<1	0	0	0	0
Dudgeon	3	2	1	<1	4	2	<1	<1
Greater Gabbard	4	17	6	<1	21	8	<1	<1
Gunfleet Sands	2	6	2	<1	6	3	0	<1
Dogger Bank B	5	5	1	<1	5	1	<1	<1
Humber Gateway	5	10	1	1	19	6	0	<1
Inner Dowsing	1	<1	<1	<1	5	2	<1	<1
Kentish Flats	1	3	1	<1	4	1	0	<1
Lincs	4	1	2	<1	14	5	<1	<1
London Array	6	25	7	<1	20	6	<1	<1
Lynn	1	<1	<1	<1	4	2	<1	<1
Race Bank	5	<1	2	0	10	2	<1	<1
Dogger Bank C	5	7	2	<1	8	4	<1	<1
Sofia	5	13	2	<1	8	3	<1	<1
Hornsea Project Four	3	12	<1	<1	14	4	<1	<1
Hornsea Project Three	6	37	3	<1	11	3	<1	<1
Hornsea Project Two	5	15	2	<1	20	4	<1	<1
Scroby Sands	1	9	<1	0	5	3	<1	<1
Sheringham Shoal	4	<1	2	0	8	4	<1	<1
Teesside	2	5	<1	2	7	2	<1	<1
Thanet	3	19	4	<1	14	4	<1	<1
East Anglia Hub - ONE North	2	15	2	0	6	2	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	2	2	<1	<1	6	<1	0	<1
Triton Knoll	6	5	1	<1	16	5	<1	<1
Westermost Rough	2	10	<1	<1	8	3	0	<1
East Anglia Hub - TWO	2	8	2	0	7	2	<1	<1
Scottish SMP - E3	4	8	<1	<1	21	6	<1	<1
Moray East	5	44	<1	0	41	18	<1	<1
Seagreen	5	6	<1	0	19	3	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	2	2	<1	0	4	1	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Race Bank Extension	3	<1	<1	<1	7	2	<1	<1
Dudgeon Extension	10	5	3	<1	20	6	<1	<1
Sheringham Shoal Extension	1	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	8	<1	<1	2	<1	<1	<1
North Falls	1	8	2	<1	4	1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	<1	<1	<1	2	1	<1	<1
Seagreen 1A	2	2	<1	0	6	<1	0	<1
Beatrice	4	23	<1	0	20	7	<1	<1
Inch Cape	9	11	<1	<1	54	17	<1	<1
Neart na Gaoithe	3	5	<1	<1	17	1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	2	<1	<1	2	<1	0	<1
Galloper	1	12	2	<1	7	2	<1	<1
East Anglia ONE	3	19	7	<1	24	17	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	3	33	3	<1	9	3	<1	<1
Norfolk Vanguard	6	48	4	<1	5	1	<1	<1
Norfolk Boreas	9	87	12	<1	31	26	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	<1	<1	<1	1	<1	0	<1
Berwick Bank	9	8	<1	0	55	12	<1	<1
Marr Bank	9	9	<1	0	48	10	<1	<1
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	0	3	<1	<1	<1
Moray West	6	41	<1	0	27	11	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	5	4	2	<1	4	1	<1	<1
Hornsea Project One	5	18	2	<1	23	5	<1	<1

Tabel IV.2 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de laatste zeven soorten.*

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Borssele I + II	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele III + IV	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Gemini	20	4	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	1	3	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (noord) V	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Belwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norther	2	2	<1	<1	<1	<1	1
Rentel	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nobelwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
Alpha Ventus	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DanTysk	2	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 3	3	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Amrumbank West	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4
Nordsee Ost	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Meerwind Süd Ost	0	0	<1	<1	<1	<1	2
Butendiek	<1	<1	<1	<1	<1	<1	7
Global Tech I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Gode Wind 3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hohe See	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sandbank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Gode Wind 1 and 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
EnBW He Dreiht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordergründe	0	0	<1	<1	<1	<1	1
Riffgat	1	1	<1	<1	<1	<1	<1
BARD Offshore 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Merkur	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Trianel Windpark Borkum I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordsee One	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-7.2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-8.4	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Borkum Riffgrund 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Kaskasi	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
Veja Mate	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Albatros	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.2	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-13-3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Horns Rev 1	3	<1	<1	<1	<1	<1	9
Horns Rev 2	8	<1	<1	<1	<1	<1	13

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Horns Rev 3	1	<1	<1	<1	<1	<1	5
Thor - 2020 Tender	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Vesterhav Nord Syd	<1	0	0	0	0	0	0
Dudgeon	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Greater Gabbard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Gunfleet Sands	<1	1	<1	<1	<1	<1	1
Dogger Bank B	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Humber Gateway	16	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Inner Dowsing	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lincs	5	1	<1	<1	<1	<1	<1
London Array	<1	3	<1	<1	<1	<1	2
Lynn	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank C	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Sofia	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project Four	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Three	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Two	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Scroby Sands	<1	4	<1	<1	<1	<1	4
Sheringham Shoal	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Teesside	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Thanet	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
East Anglia Hub - ONE North	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Triton Knoll	8	1	<1	<1	<1	<1	<1
Westermost Rough	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia Hub - TWO	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Scottish SMP - E3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Moray East	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Seagreen	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dudgeon Extension	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Sheringham Shoal Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
North Falls	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Seagreen 1A	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Beatrice	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Inch Cape	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Neart na Gaoithe	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Galloper	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia ONE	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Vanguard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Boreas	2	0	<1	<1	2	<1	1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Berwick Bank	<1	1	<1	<1	<1	<1	0
Marr Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Moray West	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project One	<1	0	<1	<1	<1	<1	0

Bijlage 9
Elektriciteitsopbrengst



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Setup
AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 30.7 years to 1 year: 0.033

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake
Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage
Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?)	Alpha (a)	Beta (ß)	Lambda (?)	Eta (?)
1.100	0.889	1.414	0.587	1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

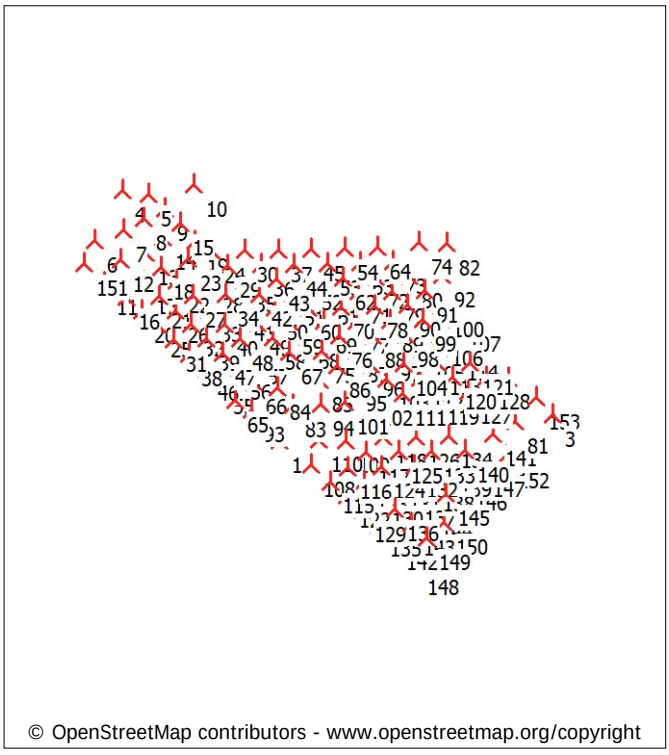
Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)

Scaler / wind data

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model	WAsP IBZ from Site Data
Used period	1-1-1989 - 31-8-2019 18:00:00
Meteo object(s)	KNMI IJV North 1, 10.00m - KNMI IJV North 2, 10.00m - KNMI IJV North 3, 10.00m - KNMI IJV North 4, 10.00m -
Horizontal interpolation	Take nearest
Displacement height	Omnidirectional from objects
WAsP version	WAsP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)
Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

		Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density							
From air density settings	[°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings	[hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density	[kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level	[%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



Scale 1:400,000

New WTG

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results¤) Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	Wind speed free [m/s]	Wind speed wake reduced [m/s]
Wind farm	10,640,282.2	12,490,639.2	14.8	52.9	69,544.3	4,636	10.2	9.3

¤) Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 153 new WTGs with total 2,295.0 MW rated power

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve Creator	Name	Annual Energy Result [MWh/y]	Wake loss [%]	Wind speed free [m/s]	Wind speed reduced [m/s]
1	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,629.8	8.7	10.21	9.71
2	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,344.5	11.0	10.15	9.48
3	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,809.1	8.0	10.15	9.68
4	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	77,764.6	5.0	10.23	9.92
5	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,651.4	7.6	10.23	9.77
6	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,882.2	6.1	10.23	9.86
7	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,192.1	8.2	10.23	9.74
8	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,838.8	9.8	10.23	9.64
9	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,567.0	10.2	10.23	9.61
10	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,107.1	7.0	10.23	9.79
11	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,913.7	7.3	10.23	9.81
12	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,158.4	9.4	10.23	9.67
13	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,595.2	11.3	10.23	9.56
14	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,718.3	12.4	10.23	9.49
15	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,422.1	11.5	10.23	9.53
16	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,404.3	9.1	10.23	9.70
17	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,962.4	12.1	10.23	9.52
18	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,712.3	13.6	10.23	9.42
19	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,069.3	13.2	10.23	9.42

To be continued on next page...
*) Included in wake losses is influence from 355 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Result	Wake loss	free	reduced
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]	[m/s]	[m/s]
20	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,493.8	10.2	10.23	9.64
21	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,621.6	13.7	10.23	9.42
22	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,670.2	14.9	10.23	9.35
23	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,945.3	14.6	10.23	9.36
24	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,302.3	14.0	10.21	9.37
25	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,039.8	10.8	10.23	9.60
26	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,998.0	14.5	10.23	9.38
27	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,795.5	16.0	10.23	9.29
28	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,397.0	16.3	10.21	9.24
29	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,666.6	16.0	10.21	9.25
30	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,275.3	14.0	10.21	9.36
31	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,663.0	11.3	10.23	9.58
32	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,570.8	15.0	10.23	9.35
33	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,025.8	16.8	10.21	9.22
34	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,286.6	17.7	10.21	9.17
35	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,456.9	17.5	10.21	9.17
36	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,109.9	16.7	10.21	9.21
37	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,159.3	14.2	10.21	9.35
38	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,471.0	11.5	10.23	9.56
39	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,151.0	15.4	10.21	9.31
40	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,578.7	17.3	10.21	9.19
41	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,769.5	18.3	10.21	9.13
42	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,612.4	18.5	10.21	9.11
43	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,887.6	18.2	10.21	9.13
44	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,889.6	17.0	10.21	9.19
45	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,071.9	14.3	10.21	9.34
46	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,201.5	11.7	10.21	9.54
47	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,022.1	15.6	10.21	9.31
48	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,419.6	17.5	10.21	9.18
49	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,490.7	18.7	10.21	9.11
50	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,153.9	19.1	10.21	9.08
51	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,149.5	19.1	10.21	9.08
52	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,666.9	18.5	10.21	9.11
53	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,812.6	17.1	10.21	9.18
54	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,123.8	14.2	10.21	9.34
55	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,296.3	11.6	10.21	9.55
56	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,294.7	15.2	10.21	9.33
57	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,838.8	17.0	10.21	9.22
58	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,694.3	18.4	10.21	9.13
59	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,098.9	19.2	10.21	9.08
60	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,813.0	19.5	10.21	9.06
61	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,986.4	19.3	10.21	9.07
62	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,663.3	18.5	10.21	9.11
63	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,987.6	16.8	10.21	9.19
64	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,497.6	13.8	10.21	9.36
65	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,009.5	10.7	10.21	9.59
66	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,054.4	14.3	10.21	9.38
67	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,029.3	16.8	10.21	9.24
68	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,508.3	18.7	10.21	9.12
69	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,873.2	19.4	10.21	9.07
70	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,703.5	19.6	10.21	9.05
71	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,023.6	19.2	10.21	9.07
72	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,998.0	18.1	10.21	9.13
73	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,842.0	15.8	10.21	9.25
74	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,365.6	11.5	10.21	9.50
75	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,468.4	17.5	10.21	9.19
76	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,884.4	19.4	10.21	9.07
77	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,530.6	19.8	10.21	9.04
78	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,710.6	19.6	10.21	9.05
79	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,421.0	18.8	10.21	9.09
80	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,122.7	16.7	10.21	9.20
81	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,231.3	11.2	10.15	9.48
82	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,617.1	10.0	10.21	9.59

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
83	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,502.7	12.5	10.21	9.49
84	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,559.6	13.7	10.21	9.41
85	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,126.0	15.5	10.21	9.32
86	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,072.2	18.0	10.21	9.16
87	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,955.5	19.3	10.21	9.07
88	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,519.3	19.9	10.21	9.04
89	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,616.9	19.7	10.21	9.04
90	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,335.1	18.9	10.21	9.08
91	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,855.8	17.0	10.21	9.18
92	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,401.5	13.9	10.21	9.36
93	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,983.8	10.7	10.21	9.60
94	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,437.6	13.8	10.21	9.41
95	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,384.6	17.6	10.21	9.19
96	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,056.2	19.2	10.21	9.08
97	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,643.0	19.7	10.21	9.05
98	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,776.9	19.5	10.21	9.05
99	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,469.5	18.7	10.21	9.09
100	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,252.9	16.5	10.21	9.21
101	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,502.8	15.0	10.21	9.34
102	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,312.6	16.4	10.21	9.25
103	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,756.0	18.3	10.21	9.13
104	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,162.9	19.1	10.21	9.08
105	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,223.0	19.0	10.21	9.08
106	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,158.4	17.9	10.21	9.14
107	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,150.0	15.4	10.21	9.28
108	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,413.9	9.6	10.15	9.61
109	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,300.5	13.5	10.15	9.38
110	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,879.1	11.5	10.15	9.49
111	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,414.3	16.3	10.21	9.26
112	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,995.7	18.1	10.21	9.15
113	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,932.4	18.1	10.21	9.13
114	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,090.1	16.7	10.21	9.21
115	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,570.4	10.7	10.15	9.55
116	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,958.4	13.9	10.15	9.35
117	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,572.9	15.6	10.15	9.25
118	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,570.2	15.6	10.15	9.24
119	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,327.3	16.0	10.15	9.22
120	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,426.7	17.1	10.15	9.15
121	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,653.2	15.6	10.15	9.22
122	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,122.5	11.2	10.15	9.52
123	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,156.9	14.9	10.15	9.30
124	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,825.3	16.5	10.15	9.19
125	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,284.7	17.2	10.15	9.15
126	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,110.9	16.2	10.15	9.20
127	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,450.3	14.6	10.15	9.29
128	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,665.9	14.3	10.15	9.30
129	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,116.8	11.2	10.15	9.51
130	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,149.2	14.9	10.15	9.29
131	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,805.3	16.5	10.15	9.19
132	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,137.9	17.4	10.15	9.14
133	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,240.6	17.2	10.15	9.14
134	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,529.9	15.7	10.15	9.23
135	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,447.4	10.8	10.15	9.54
136	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,517.9	14.4	10.15	9.32
137	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,252.3	16.0	10.15	9.22
138	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,612.0	16.8	10.15	9.17
139	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,552.3	16.9	10.15	9.16
140	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,414.6	15.8	10.15	9.22
141	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,973.9	12.7	10.15	9.39
142	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,225.4	9.9	10.15	9.59
143	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,472.4	13.3	10.15	9.39
144	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,395.6	14.6	10.15	9.30
145	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,151.6	14.9	10.15	9.28

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
146	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,248.5	14.8	10.15	9.29
147	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,911.5	14.0	10.15	9.33
148	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,576.8	7.0	10.15	9.75
149	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,356.7	10.9	10.15	9.52
150	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,483.3	12.0	10.15	9.45
151	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	77,401.8	5.5	10.23	9.91
152	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,473.7	10.9	10.15	9.51
153	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,641.6	9.5	10.15	9.58

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

		Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Calculation period	
		X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
1	New	40,939	556,901	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)	1-1-1989	31-8-2019
2	New	53,651	559,967	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072)	1-1-1989	31-8-2019
3	New	56,038	557,934	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34073)	1-1-1989	31-8-2019
4	New	32,610	570,605	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34074)	1-1-1989	31-8-2019
5	New	34,062	570,330	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34075)	1-1-1989	31-8-2019
6	New	31,000	567,948	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34076)	1-1-1989	31-8-2019
7	New	32,631	568,469	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34077)	1-1-1989	31-8-2019
8	New	33,781	569,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34078)	1-1-1989	31-8-2019
9	New	34,910	569,542	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34079)	1-1-1989	31-8-2019
10	New	36,548	570,808	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34080)	1-1-1989	31-8-2019
11	New	31,519	565,657	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34081)	1-1-1989	31-8-2019
12	New	32,435	566,875	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34082)	1-1-1989	31-8-2019
13	New	33,794	567,192	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34083)	1-1-1989	31-8-2019
14	New	34,776	567,973	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34084)	1-1-1989	31-8-2019
15	New	35,757	568,755	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34085)	1-1-1989	31-8-2019
16	New	32,679	564,842	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34086)	1-1-1989	31-8-2019
17	New	33,661	565,623	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34087)	1-1-1989	31-8-2019
18	New	34,642	566,405	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34088)	1-1-1989	31-8-2019
19	New	36,551	567,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34089)	1-1-1989	31-8-2019
20	New	33,528	564,054	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34090)	1-1-1989	31-8-2019
21	New	34,509	564,835	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34091)	1-1-1989	31-8-2019
22	New	35,490	565,617	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34092)	1-1-1989	31-8-2019
23	New	36,122	566,816	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34093)	1-1-1989	31-8-2019
24	New	37,452	567,180	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34094)	1-1-1989	31-8-2019
25	New	34,376	563,266	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34095)	1-1-1989	31-8-2019
26	New	35,357	564,047	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34096)	1-1-1989	31-8-2019
27	New	36,338	564,829	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34097)	1-1-1989	31-8-2019
28	New	37,319	565,611	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34098)	1-1-1989	31-8-2019
29	New	38,300	566,393	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34099)	1-1-1989	31-8-2019
30	New	39,281	567,175	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34100)	1-1-1989	31-8-2019
31	New	35,224	562,478	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34101)	1-1-1989	31-8-2019
32	New	36,205	563,260	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34102)	1-1-1989	31-8-2019
33	New	37,186	564,041	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34103)	1-1-1989	31-8-2019
34	New	38,167	564,823	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34104)	1-1-1989	31-8-2019
35	New	39,147	565,605	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34105)	1-1-1989	31-8-2019
36	New	40,128	566,387	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34106)	1-1-1989	31-8-2019
37	New	41,109	567,170	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34107)	1-1-1989	31-8-2019
38	New	36,072	561,690	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34108)	1-1-1989	31-8-2019
39	New	37,053	562,472	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34109)	1-1-1989	31-8-2019
40	New	38,034	563,254	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34110)	1-1-1989	31-8-2019
41	New	39,014	564,036	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34111)	1-1-1989	31-8-2019
42	New	39,995	564,818	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34112)	1-1-1989	31-8-2019
43	New	40,975	565,600	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34113)	1-1-1989	31-8-2019
44	New	41,956	566,383	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34114)	1-1-1989	31-8-2019
45	New	42,936	567,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34115)	1-1-1989	31-8-2019
46	New	36,920	560,902	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34116)	1-1-1989	31-8-2019
47	New	37,901	561,684	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34117)	1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
48 New	38,881	562,466	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34118)	1-1-1989	31-8-2019
49 New	39,862	563,248	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34119)	1-1-1989	31-8-2019
50 New	40,842	564,031	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34120)	1-1-1989	31-8-2019
51 New	41,823	564,813	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34121)	1-1-1989	31-8-2019
52 New	42,803	565,596	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34122)	1-1-1989	31-8-2019
53 New	43,783	566,378	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34123)	1-1-1989	31-8-2019
54 New	44,763	567,161	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34124)	1-1-1989	31-8-2019
55 New	37,768	560,114	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34125)	1-1-1989	31-8-2019
56 New	38,749	560,896	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34126)	1-1-1989	31-8-2019
57 New	39,729	561,678	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34127)	1-1-1989	31-8-2019
58 New	40,710	562,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34128)	1-1-1989	31-8-2019
59 New	41,690	563,243	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34129)	1-1-1989	31-8-2019
60 New	42,670	564,026	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34130)	1-1-1989	31-8-2019
61 New	43,650	564,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34131)	1-1-1989	31-8-2019
62 New	44,630	565,591	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34132)	1-1-1989	31-8-2019
63 New	45,610	566,374	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34133)	1-1-1989	31-8-2019
64 New	46,590	567,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34134)	1-1-1989	31-8-2019
65 New	38,532	559,138	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34135)	1-1-1989	31-8-2019
66 New	39,597	560,108	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34136)	1-1-1989	31-8-2019
67 New	41,557	561,673	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34137)	1-1-1989	31-8-2019
68 New	42,537	562,456	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34138)	1-1-1989	31-8-2019
69 New	43,517	563,239	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34139)	1-1-1989	31-8-2019
70 New	44,497	564,022	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34140)	1-1-1989	31-8-2019
71 New	45,477	564,806	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34141)	1-1-1989	31-8-2019
72 New	46,456	565,589	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34142)	1-1-1989	31-8-2019
73 New	47,436	566,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34143)	1-1-1989	31-8-2019
74 New	48,841	567,367	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34144)	1-1-1989	31-8-2019
75 New	43,385	561,668	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34145)	1-1-1989	31-8-2019
76 New	44,365	562,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34146)	1-1-1989	31-8-2019
77 New	45,344	563,235	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34147)	1-1-1989	31-8-2019
78 New	46,324	564,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34148)	1-1-1989	31-8-2019
79 New	47,303	564,802	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34149)	1-1-1989	31-8-2019
80 New	48,283	565,586	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34150)	1-1-1989	31-8-2019
81 New	53,959	557,634	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34151)	1-1-1989	31-8-2019
82 New	50,405	567,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34152)	1-1-1989	31-8-2019
83 New	41,711	558,774	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34153)	1-1-1989	31-8-2019
84 New	40,904	559,740	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34154)	1-1-1989	31-8-2019
85 New	43,252	560,098	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34155)	1-1-1989	31-8-2019
86 New	44,232	560,881	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34156)	1-1-1989	31-8-2019
87 New	45,212	561,665	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34157)	1-1-1989	31-8-2019
88 New	46,192	562,448	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34158)	1-1-1989	31-8-2019
89 New	47,171	563,231	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34159)	1-1-1989	31-8-2019
90 New	48,151	564,015	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34160)	1-1-1989	31-8-2019
91 New	49,130	564,799	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34161)	1-1-1989	31-8-2019
92 New	50,109	565,583	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34162)	1-1-1989	31-8-2019
93 New	39,450	558,590	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34163)	1-1-1989	31-8-2019
94 New	43,252	558,828	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34164)	1-1-1989	31-8-2019
95 New	45,080	560,094	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34165)	1-1-1989	31-8-2019
96 New	46,059	560,878	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34166)	1-1-1989	31-8-2019
97 New	47,039	561,661	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34167)	1-1-1989	31-8-2019
98 New	48,018	562,445	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34168)	1-1-1989	31-8-2019
99 New	48,997	563,229	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34169)	1-1-1989	31-8-2019
100 New	49,977	564,013	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34170)	1-1-1989	31-8-2019
101 New	44,599	558,865	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34171)	1-1-1989	31-8-2019
102 New	45,927	559,307	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34172)	1-1-1989	31-8-2019
103 New	46,907	560,090	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34173)	1-1-1989	31-8-2019
104 New	47,886	560,874	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34174)	1-1-1989	31-8-2019
105 New	48,865	561,658	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34175)	1-1-1989	31-8-2019
106 New	49,844	562,442	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34176)	1-1-1989	31-8-2019
107 New	50,823	563,227	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34177)	1-1-1989	31-8-2019
108 New	42,651	555,580	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34178)	1-1-1989	31-8-2019
109 New	44,601	556,811	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34179)	1-1-1989	31-8-2019
110 New	43,115	556,921	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34180)	1-1-1989	31-8-2019
111 New	47,754	559,303	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34181)	1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
112 New	48,733	560,087	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34182)	1-1-1989	31-8-2019
113 New	49,712	560,871	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34183)	1-1-1989	31-8-2019
114 New	50,691	561,656	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34184)	1-1-1989	31-8-2019
115 New	43,705	554,597	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34185)	1-1-1989	31-8-2019
116 New	44,684	555,381	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34186)	1-1-1989	31-8-2019
117 New	45,664	556,164	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34187)	1-1-1989	31-8-2019
118 New	46,643	556,948	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34188)	1-1-1989	31-8-2019
119 New	49,581	559,300	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34189)	1-1-1989	31-8-2019
120 New	50,560	560,084	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34190)	1-1-1989	31-8-2019
121 New	51,538	560,869	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34191)	1-1-1989	31-8-2019
122 New	44,553	553,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34192)	1-1-1989	31-8-2019
123 New	45,532	554,593	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34193)	1-1-1989	31-8-2019
124 New	46,512	555,377	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34194)	1-1-1989	31-8-2019
125 New	47,491	556,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34195)	1-1-1989	31-8-2019
126 New	48,470	556,944	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34196)	1-1-1989	31-8-2019
127 New	51,407	559,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34197)	1-1-1989	31-8-2019
128 New	52,385	560,082	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34198)	1-1-1989	31-8-2019
129 New	45,401	553,021	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34199)	1-1-1989	31-8-2019
130 New	46,380	553,805	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34200)	1-1-1989	31-8-2019
131 New	47,359	554,589	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34201)	1-1-1989	31-8-2019
132 New	48,338	555,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34202)	1-1-1989	31-8-2019
133 New	49,318	556,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34203)	1-1-1989	31-8-2019
134 New	50,296	556,941	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34204)	1-1-1989	31-8-2019
135 New	46,249	552,233	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34205)	1-1-1989	31-8-2019
136 New	47,228	553,017	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34206)	1-1-1989	31-8-2019
137 New	48,207	553,801	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34207)	1-1-1989	31-8-2019
138 New	49,186	554,585	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34208)	1-1-1989	31-8-2019
139 New	50,165	555,370	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34209)	1-1-1989	31-8-2019
140 New	51,144	556,154	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34210)	1-1-1989	31-8-2019
141 New	52,692	556,975	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34211)	1-1-1989	31-8-2019
142 New	47,097	551,445	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34212)	1-1-1989	31-8-2019
143 New	48,076	552,229	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34213)	1-1-1989	31-8-2019
144 New	49,055	553,013	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34214)	1-1-1989	31-8-2019
145 New	50,034	553,798	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34215)	1-1-1989	31-8-2019
146 New	51,013	554,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34216)	1-1-1989	31-8-2019
147 New	51,991	555,367	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34217)	1-1-1989	31-8-2019
148 New	48,242	550,112	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34218)	1-1-1989	31-8-2019
149 New	48,924	551,441	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34219)	1-1-1989	31-8-2019
150 New	49,903	552,226	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34220)	1-1-1989	31-8-2019
151 New	30,399	566,699	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34221)	1-1-1989	31-8-2019
152 New	53,367	555,777	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34222)	1-1-1989	31-8-2019
153 New	55,163	558,917	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34223)	1-1-1989	31-8-2019

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Setup
AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 30.7 years to 1 year: 0.033

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake
Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage
Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?)	Alpha (a)	Beta (ß)	Lambda (?)	Eta (?)
1.100	0.889	1.414	0.587	1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

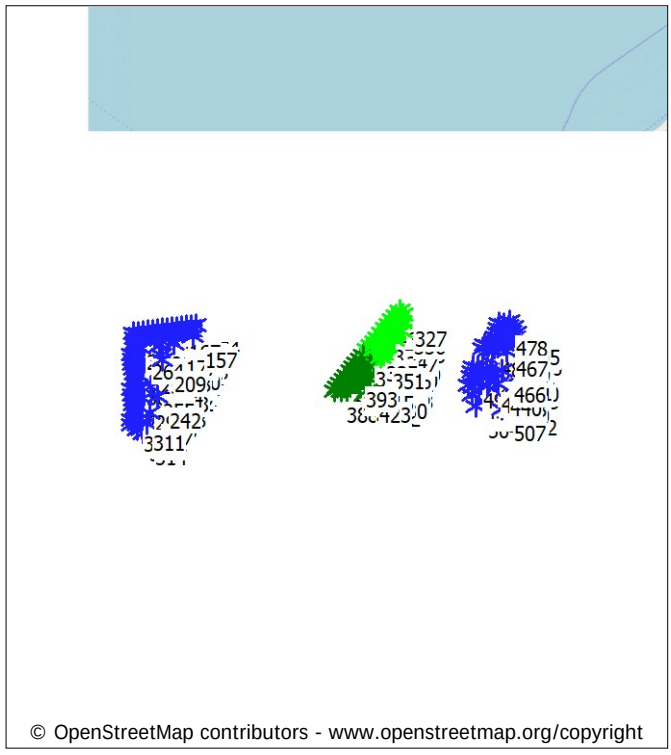
Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)

Scaler / wind data

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model	WAsP IBZ from Site Data
Used period	1-1-1989 - 31-8-2019 18:00:00
Meteo object(s)	KNMI IJV North 1, 10.00m - KNMI IJV North 2, 10.00m - KNMI IJV North 3, 10.00m - KNMI IJV North 4, 10.00m -
Horizontal interpolation	Take nearest
Displacement height	Omnidirectional from objects
WAsP version	WAsP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All existing WTGs)
Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

		Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density							
From air density settings	[°C]	8.7	8.9	8.9			
From air density settings	[hPa]	995.0	999.0	997.6			
Resulting air density	[kg/m³]	1.230	1.234	1.232			
Relative to 15°C at sea level	[%]	100.4	100.7	100.6	0.2	0.0	0.2



Calculated Annual Energy for reference WTGs

Calculated prod. without new WTGs	GROSS (no loss) Free WTGs	Wake loss	Specific results Capacity factor	Specific results Mean WTG result	Full load hours	Wind speed free	Wind speed wake reduced	Actual wind corrected energy	Goodness Factor
[MWh/y]	[MWh/y]	[%]	[%]	[MWh/y]	[Hours/year]	[m/s]	[m/s]	[MWh/y]	[%]
18,130,141.8	19,884,645.7	9.1	55.3	51,070.8	4,846	10.0	9.5	0.0	

Calculated Annual Energy for each of 355 reference WTGs with total 3,741.0 MW rated power

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Power curve Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
154	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,159.2	0
155	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,675.9	0
156	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,349.5	0
157	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,446.7	0
158	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,437.9	0
159	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,898.1	0
160	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,807.5	0
161	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,111.6	0
162	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,303.9	0
163	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,685.6	0
164	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,486.5	0
165	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,529.9	0
166	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,881.9	0
167	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,229.3	0
168	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,567.4	0
169	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,308.8	0
170	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,242.5	0
171	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,337.6	0
172	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,622.8	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs [MWh/y]	Goodness Factor [%]
173	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,981.1	0
174	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,198.4	0
175	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,505.7	0
176	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,211.4	0
177	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,085.9	0
178	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,080.8	0
179	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,165.9	0
180	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,352.3	0
181	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,785.6	0
182	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,199.5	0
183	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,490.5	0
184	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,171.6	0
185	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,012.0	0
186	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,955.3	0
187	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,970.7	0
188	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,059.2	0
189	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,252.1	0
190	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,606.2	0
191	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,027.8	0
192	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,233.8	0
193	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,513.8	0
194	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,181.7	0
195	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,999.7	0
196	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,911.9	0
197	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,888.0	0
198	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,921.5	0
199	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,015.3	0
200	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,173.8	0
201	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,420.5	0
202	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,929.3	0
203	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,301.2	0
204	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,578.3	0
205	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,236.4	0
206	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,042.0	0
207	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,935.6	0
208	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,884.2	0
209	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,882.2	0
210	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,923.6	0
211	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,011.1	0
212	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,156.2	0
213	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,407.7	0
214	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,896.4	0
215	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,406.8	0
216	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,687.8	0
217	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,342.5	0
218	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,140.7	0
219	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,020.6	0
220	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,950.6	0
221	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,923.6	0
222	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,931.0	0
223	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,977.0	0
224	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,063.2	0
225	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,205.2	0
226	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,436.1	0
227	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,816.2	0
228	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,242.1	0
229	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,563.7	0
230	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,857.3	0
231	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,514.0	0
232	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,306.0	0
233	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,175.4	0
234	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,089.0	0
235	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,042.5	0
236	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,027.0	0
237	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,040.5	0
238	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,085.7	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs [MWh/y]	Goodness Factor [%]
239	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,165.3	0
240	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,292.1	0
241	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,467.6	0
242	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,720.7	0
243	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,201.8	0
244	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,798.1	0
245	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,118.8	0
246	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,782.6	0
247	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,563.9	0
248	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,419.3	0
249	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,315.7	0
250	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,253.5	0
251	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,217.2	0
252	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,205.7	0
253	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,216.5	0
254	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,251.3	0
255	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,319.4	0
256	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,416.2	0
257	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,564.2	0
258	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,803.0	0
259	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,191.2	0
260	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,642.3	0
261	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,161.0	0
262	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,549.0	0
263	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,223.0	0
264	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,974.2	0
265	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,790.7	0
266	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,661.0	0
267	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,583.1	0
268	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,534.4	0
269	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,499.0	0
270	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,479.2	0
271	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,469.6	0
272	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,488.3	0
273	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,531.9	0
274	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,613.1	0
275	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,743.3	0
276	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,932.3	0
277	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,207.8	0
278	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,750.7	0
279	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,844.1	0
280	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,376.6	0
281	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,104.3	0
282	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,763.0	0
283	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,385.0	0
284	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,191.7	0
285	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,100.4	0
286	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,046.2	0
287	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,001.1	0
288	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,940.5	0
289	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,865.6	0
290	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,817.7	0
291	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,805.3	0
292	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,839.8	0
293	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,903.4	0
294	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,007.2	0
295	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,172.0	0
296	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,461.6	0
297	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,012.6	0
298	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,353.1	0
299	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,107.0	0
300	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,017.6	0
301	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,966.0	0
302	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,923.2	0
303	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,857.6	0
304	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,657.4	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
305	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,389.9	0
306	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,291.9	0
307	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,288.8	0
308	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,316.6	0
309	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,352.3	0
310	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,410.9	0
311	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,572.0	0
312	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,894.9	0
313	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,503.4	0
314	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	39,169.4	0
315	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,344.5	0
316	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,175.1	0
317	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,156.9	0
318	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,170.9	0
319	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,178.2	0
320	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,080.6	0
321	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,976.9	0
322	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,233.5	0
323	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,785.3	0
324	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,789.0	0
325	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,864.4	0
326	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,428.9	0
327	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,947.2	0
328	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,499.0	0
329	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,621.1	0
330	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,062.1	0
331	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,701.7	0
332	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,414.4	0
333	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,194.7	0
334	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,075.0	0
335	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,018.1	0
336	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,551.9	0
337	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,277.1	0
338	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,433.7	0
339	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,967.6	0
340	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,585.6	0
341	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,293.6	0
342	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,112.0	0
343	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,018.4	0
344	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,194.0	0
345	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,952.6	0
346	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,855.0	0
347	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,030.3	0
348	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,357.2	0
349	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,931.9	0
350	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,692.8	0
351	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,542.4	0
352	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,645.9	0
353	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,869.6	0
354	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,761.3	0
355	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,065.7	0
356	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,739.5	0
357	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,507.8	0
358	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,578.3	0
359	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,991.0	0
360	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,045.5	0
361	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,373.3	0
362	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,871.1	0
363	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,866.9	0
364	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,672.4	0
365	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,788.1	0
366	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,603.4	0
367	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,584.3	0
368	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,470.9	0
369	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,378.0	0
370	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,208.8	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
371	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,619.2	0
372	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,200.7	0
373	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,892.5	0
374	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,673.2	0
375	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,477.1	0
376	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,309.8	0
377	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,675.3	0
378	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,350.3	0
379	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,510.3	0
380	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,407.8	0
381	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,488.3	0
382	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,649.6	0
383	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,877.1	0
384	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,197.9	0
385	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,631.8	0
386	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,261.2	0
387	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,169.9	0
388	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	77,949.2	0
389	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,040.2	0
390	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,922.1	0
391	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,041.1	0
392	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,273.7	0
393	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,609.2	0
394	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,093.5	0
395	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,795.7	0
396	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,877.0	0
397	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,959.3	0
398	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,879.7	0
399	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,812.9	0
400	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,000.3	0
401	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,325.6	0
402	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,806.0	0
403	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,546.2	0
404	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,661.8	0
405	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,868.2	0
406	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,376.3	0
407	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,356.7	0
408	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,614.4	0
409	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,070.8	0
410	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,764.6	0
411	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,893.3	0
412	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,078.9	0
413	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,336.0	0
414	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,369.7	0
415	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,710.6	0
416	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,289.3	0
417	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,292.1	0
418	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,322.9	0
419	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,740.0	0
420	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,815.1	0
421	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,225.4	0
422	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,959.3	0
423	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,201.2	0
424	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,734.0	0
425	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,900.8	0
426	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,933.0	0
427	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,245.2	0
428	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,176.1	0
429	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,227.9	0
430	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,873.4	0
431	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,154.3	0
432	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,711.9	0
433	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,663.5	0
434	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,393.8	0
435	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,133.2	0
436	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,904.9	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
437	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,954.7	0
438	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,893.7	0
439	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,007.4	0
440	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,007.3	0
441	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,646.5	0
442	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,563.9	0
443	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,188.2	0
444	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,047.9	0
445	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,560.2	0
446	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,317.9	0
447	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,475.2	0
448	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,285.1	0
449	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,904.7	0
450	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,927.8	0
451	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,620.3	0
452	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,053.6	0
453	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,876.6	0
454	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,949.9	0
455	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,371.0	0
456	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,220.6	0
457	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,011.7	0
458	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,035.8	0
459	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,596.3	0
460	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,007.4	0
461	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,750.2	0
462	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,768.0	0
463	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,990.1	0
464	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,536.7	0
465	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,877.3	0
466	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,795.5	0
467	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,043.5	0
468	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,761.4	0
469	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,773.5	0
470	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,972.5	0
471	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,382.9	0
472	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,192.7	0
473	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,599.4	0
474	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,085.7	0
475	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,955.2	0
476	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,024.7	0
477	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,217.7	0
478	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,692.5	0
479	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,005.0	0
480	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,877.4	0
481	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,550.6	0
482	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,633.3	0
483	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,753.0	0
484	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,955.4	0
485	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,365.6	0
486	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,936.7	0
487	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,830.4	0
488	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,666.8	0
489	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,619.9	0
490	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,332.7	0
491	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,922.3	0
492	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,544.5	0
493	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,749.1	0
494	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,267.6	0
495	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,078.0	0
496	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,304.3	0
497	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,858.8	0
498	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,837.1	0
499	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,651.1	0
500	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,519.1	0
501	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,205.4	0
502	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,215.8	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
503	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,556.3	0
504	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	55,163.9	0
505	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,064.3	0
506	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,288.4	0
507	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,913.2	0
508	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,363.4	0

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008					Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description	Production source	Start	End
			[m]				
154	-4,262	534,034	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
155	-5,610	533,922	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
156	-5,452	532,572	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
157	-5,293	531,222	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
158	-6,959	533,811	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
159	-6,801	532,460	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
160	-6,643	531,110	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
161	-6,484	529,760	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
162	-8,307	533,699	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
163	-8,150	532,349	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
164	-7,992	530,998	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
165	-7,834	529,648	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
166	-7,676	528,298	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
167	-9,656	533,587	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
168	-9,499	532,237	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
169	-9,341	530,887	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
170	-9,184	529,537	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
171	-9,027	528,186	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
172	-8,869	526,836	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
173	-8,712	525,486	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
174	-11,005	533,476	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
175	-10,848	532,126	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
176	-10,691	530,775	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
177	-10,534	529,425	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
178	-10,377	528,074	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
179	-10,220	526,724	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
180	-10,063	525,374	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
181	-9,906	524,023	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
182	-12,353	533,364	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
183	-12,197	532,014	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
184	-12,040	530,663	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
185	-11,883	529,313	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
186	-11,727	527,963	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
187	-11,570	526,612	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
188	-11,413	525,262	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
189	-11,257	523,911	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
190	-11,100	522,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
191	-10,944	521,211	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
192	-13,702	533,253	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
193	-13,546	531,902	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
194	-13,389	530,552	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
195	-13,233	529,201	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
196	-13,077	527,851	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
197	-12,921	526,500	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
198	-12,764	525,150	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
199	-12,608	523,800	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019
200	-12,452	522,449	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...		1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
			[m]					
201	-12,296	521,099	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
202	-12,139	519,748	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
203	-15,050	533,141	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
204	-14,895	531,791	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
205	-14,739	530,440	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
206	-14,583	529,090	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
207	-14,427	527,739	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
208	-14,271	526,389	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
209	-14,115	525,038	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
210	-13,959	523,688	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
211	-13,803	522,337	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
212	-13,648	520,987	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
213	-13,492	519,636	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
214	-13,336	518,286	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
215	-16,399	533,029	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
216	-16,243	531,679	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
217	-16,088	530,328	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
218	-15,933	528,978	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
219	-15,777	527,627	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
220	-15,622	526,277	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
221	-15,466	524,926	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
222	-15,310	523,576	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
223	-15,155	522,225	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
224	-14,999	520,875	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
225	-14,844	519,524	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
226	-14,688	518,174	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
227	-14,533	516,823	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
228	-14,377	515,473	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
229	-17,748	532,918	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
230	-17,593	531,567	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
231	-17,437	530,217	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
232	-17,282	528,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
233	-17,127	527,515	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
234	-16,972	526,165	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
235	-16,817	524,814	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
236	-16,662	523,464	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
237	-16,507	522,113	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
238	-16,351	520,763	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
239	-16,196	519,412	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
240	-16,041	518,061	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
241	-15,886	516,711	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
242	-15,731	515,360	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
243	-15,576	514,010	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
244	-19,096	532,806	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
245	-18,942	531,456	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
246	-18,787	530,105	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
247	-18,632	528,754	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
248	-18,477	527,404	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
249	-18,322	526,053	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
250	-18,168	524,702	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
251	-18,013	523,352	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
252	-17,858	522,001	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
253	-17,703	520,651	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
254	-17,549	519,300	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
255	-17,394	517,949	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
256	-17,239	516,599	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
257	-17,084	515,248	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
258	-16,929	513,898	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
259	-16,775	512,547	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
260	-16,620	511,196	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
261	-20,445	532,695	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
262	-20,290	531,344	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
			[m]					
263	-20,136	529,993	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
264	-19,982	528,643	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
265	-19,827	527,292	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
266	-19,673	525,941	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
267	-19,519	524,591	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
268	-19,364	523,240	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
269	-19,210	521,889	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
270	-19,055	520,539	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
271	-18,901	519,188	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
272	-18,746	517,837	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
273	-18,592	516,487	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
274	-18,438	515,136	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
275	-18,283	513,785	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
276	-18,129	512,435	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
277	-17,974	511,084	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
278	-17,820	509,733	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
279	-21,794	532,583	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
280	-21,639	531,232	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
281	-21,486	529,882	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
282	-21,331	528,531	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
283	-21,177	527,180	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
284	-21,023	525,829	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
285	-20,869	524,479	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
286	-20,715	523,128	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
287	-20,561	521,777	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
288	-20,407	520,427	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
289	-20,253	519,076	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
290	-20,099	517,725	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
291	-19,945	516,375	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
292	-19,791	515,024	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
293	-19,637	513,673	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
294	-19,483	512,322	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
295	-19,329	510,972	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
296	-19,175	509,621	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
297	-19,021	508,270	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
298	-22,528	527,068	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
299	-22,374	525,718	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
300	-22,220	524,367	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
301	-22,066	523,016	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
302	-21,912	521,665	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
303	-21,758	520,315	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
304	-21,604	518,964	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
305	-21,450	517,613	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
306	-21,296	516,263	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
307	-21,143	514,912	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
308	-20,989	513,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
309	-20,835	512,210	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
310	-20,681	510,860	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
311	-20,527	509,509	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
312	-20,373	508,158	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
313	-20,219	506,808	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
314	-20,065	505,457	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
315	-22,805	517,501	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
316	-22,651	516,150	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
317	-22,497	514,800	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
318	-22,343	513,449	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
319	-22,189	512,098	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
320	-22,035	510,747	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
321	-21,881	509,397	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
322	-21,727	508,046	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
323	-21,573	506,695	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
324	-23,240	509,284	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
			[m]					
325	-23,086	507,933	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 20...			1-1-1989	31-8-2019
326	43,981	527,232	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
327	52,983	535,479	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
328	51,966	534,317	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
329	50,949	533,155	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
330	49,931	531,993	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
331	48,913	530,831	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
332	47,896	529,669	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
333	46,878	528,508	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
334	45,860	527,346	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
335	44,842	526,185	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
336	52,826	533,270	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
337	51,809	532,108	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
338	50,792	530,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
339	49,774	529,784	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
340	48,756	528,623	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
341	47,739	527,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
342	46,721	526,299	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
343	45,703	525,138	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
344	44,685	523,976	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
345	52,670	531,061	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
346	51,652	529,899	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
347	50,635	528,737	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
348	49,617	527,576	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
349	48,600	526,414	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
350	47,582	525,252	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
351	46,564	524,090	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
352	45,546	522,929	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
353	51,497	527,689	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
354	50,480	526,527	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
355	49,462	525,366	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
356	48,444	524,204	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
357	47,426	523,042	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
358	46,408	521,881	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
359	51,341	525,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
360	50,324	524,318	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
361	49,306	523,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
362	48,288	521,995	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
363	47,270	520,833	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
364	50,170	522,107	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
365	49,152	520,945	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
366	48,134	519,784	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
367	50,015	519,897	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
368	48,997	518,735	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
369	52,200	536,390	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
370	51,182	535,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
371	50,165	534,067	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
372	49,147	532,905	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
373	48,129	531,743	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
374	47,112	530,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
375	46,094	529,420	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
376	45,076	528,259	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
377	43,094	526,179	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
378	43,873	525,088	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
379	41,926	524,839	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
380	40,991	523,776	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
381	40,056	522,712	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
382	39,121	521,649	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
383	38,185	520,586	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
384	37,250	519,523	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
385	36,314	518,460	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
386	35,379	517,397	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
387	34,443	516,334	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
388	33,507	515,271	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
389	42,834	523,734	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
390	41,900	522,671	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
391	40,965	521,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
392	40,030	520,544	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
393	39,094	519,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
394	38,159	518,417	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
395	37,224	517,354	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
396	36,288	516,291	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
397	35,353	515,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
398	43,743	522,629	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
399	42,808	521,566	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
400	41,873	520,502	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
401	40,938	519,438	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
402	40,004	518,375	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
403	39,069	517,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
404	38,133	516,248	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
405	37,198	515,185	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
406	44,651	521,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
407	43,717	520,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
408	42,782	519,397	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
409	41,847	518,333	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
410	40,913	517,269	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
411	39,978	516,206	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
412	39,043	515,142	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
413	45,560	520,420	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
414	44,625	519,356	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
415	43,691	518,292	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
416	42,756	517,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
417	41,822	516,164	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
418	40,887	515,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
419	46,468	519,315	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
420	45,534	518,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
421	44,600	517,186	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
422	43,665	516,122	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
423	42,731	515,058	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
424	41,797	513,994	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
425	47,376	518,210	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
426	46,442	517,146	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
427	45,508	516,081	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
428	44,574	515,017	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
429	43,640	513,953	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
430	47,352	516,040	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
431	46,418	514,975	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
432	45,484	513,911	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
433	70,896	516,009	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
434	72,158	515,626	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
435	75,045	516,129	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
436	76,137	519,936	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
437	77,593	525,013	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
438	77,930	516,632	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
439	78,657	519,171	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
440	79,191	516,249	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
441	83,944	515,318	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
442	83,306	510,878	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
443	81,887	511,291	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
444	82,249	512,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
445	84,611	525,640	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
446	84,972	526,911	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
447	85,333	528,181	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
448	80,625	511,674	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
449	80,987	512,944	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
450	81,349	514,214	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
451	82,990	524,753	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
452	83,352	526,023	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
453	83,713	527,293	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
454	84,075	528,563	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
455	84,436	529,833	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
456	79,726	513,327	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
457	80,059	514,504	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
458	80,451	515,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
459	81,732	525,135	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
460	82,094	526,405	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
461	82,455	527,675	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
462	82,817	528,945	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
463	83,179	530,215	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
464	83,541	531,485	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
465	79,917	518,788	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
466	80,277	519,928	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
467	80,837	526,787	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
468	81,199	528,057	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
469	81,561	529,327	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
470	81,923	530,597	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
471	82,285	531,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
472	82,647	533,136	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
473	79,248	525,932	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
474	79,577	527,170	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
475	79,940	528,439	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
476	80,302	529,709	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
477	80,665	530,979	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
478	81,027	532,248	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
479	76,306	515,746	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
480	76,669	517,015	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
481	78,446	527,578	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
482	78,683	528,821	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
483	79,046	530,091	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
484	79,409	531,360	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
485	79,771	532,630	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
486	76,334	525,396	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
487	76,697	526,665	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
488	74,512	519,050	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
489	74,876	520,319	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
490	75,458	527,018	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
491	72,887	518,164	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
492	73,251	519,433	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
493	73,615	520,702	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
494	71,626	518,547	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
495	71,991	519,816	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
496	72,355	521,085	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
497	82,098	509,163	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
498	71,832	513,431	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
499	84,262	518,010	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
500	84,049	519,924	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
501	82,124	520,405	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
502	78,279	521,689	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
503	73,799	514,133	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
504	72,773	510,335	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
505	79,788	521,361	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
506	83,678	523,088	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
507	80,109	509,525	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019
508	75,075	525,778	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT: ...			1-1-1989	31-8-2019

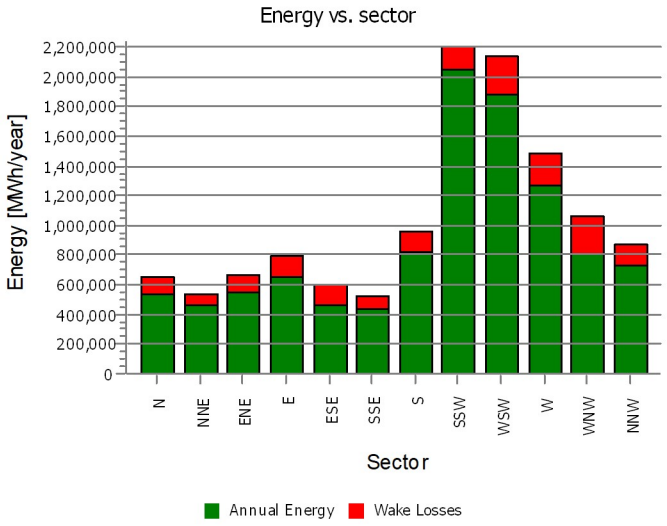
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Production Analysis

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN WTG: All new WTGs, Air density varies with WTG position 1.230 kg/m³ - 1.234 kg/m³

Directional Analysis

Sector		0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Model based energy	[MWh]	658,193.5	542,883.2	671,444.6	789,622.9	598,234.4	523,945.3	954,310.4	2,200,208.5	2,138,718.0	1,481,650.5	1,056,077.9	875,344.6	12,490,697.0
-Decrease due to wake losses	[MWh]	121,350.3	82,153.1	120,899.0	135,908.6	143,241.5	91,768.7	131,875.4	151,422.9	263,354.8	217,307.6	244,838.3	146,237.0	1,850,357.4
Resulting energy	[MWh]	536,843.2	460,729.6	550,546.0	653,715.4	454,993.7	432,177.2	822,435.7	2,048,785.4	1,875,366.9	1,264,343.8	811,239.2	729,107.2	10,640,284.0
Specific energy	[kWh/m²]													1,537
Specific energy	[kWh/kW]													4,636
Decrease due to wake losses	[%]	18.4	15.1	18.0	17.2	23.9	17.5	13.8	6.9	12.3	14.7	23.2	16.7	14.81
Full Load Equivalent	[Hours/year]	234	201	240	285	198	188	358	893	817	551	353	318	4,636



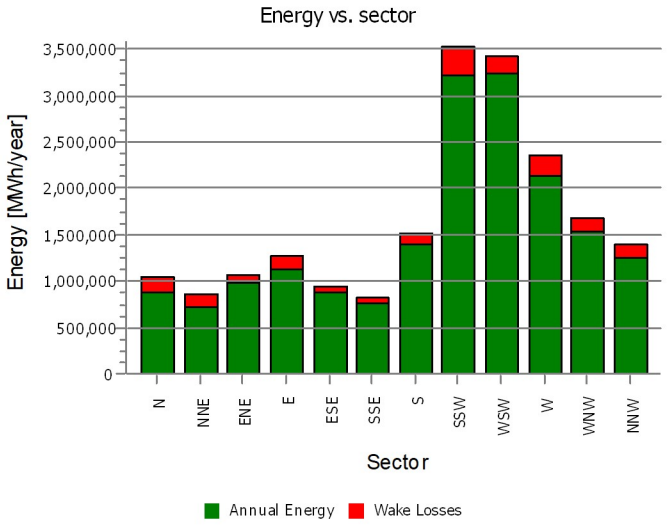
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Production Analysis

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN WTG: All existing WTGs, Air density varies with WTG position 1.230 kg/m³ - 1.234 kg/m³

Directional Analysis

Sector		0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Model based energy	[MWh]	1,042,346.6	865,592.3	1,072,230.3	1,260,218.8	948,778.0	827,855.6	1,515,936.5	3,522,412.0	3,420,534.8	2,351,981.5	1,669,113.4	1,387,644.6	19,884,678.0
-Decrease due to wake losses	[MWh]	167,499.8	155,736.4	96,494.6	136,713.5	70,710.5	71,098.2	132,377.4	313,872.4	179,356.7	219,941.0	125,020.8	132,013.2	1,800,835.0
Resulting energy	[MWh]	874,846.6	709,856.3	975,736.1	1,123,506.9	878,067.8	756,759.5	1,383,557.4	3,208,531.5	3,241,182.5	2,132,040.0	1,544,094.8	1,255,631.5	18,083,808.0
Specific energy	[kWh/m²]													1,778
Specific energy	[kWh/kW]													4,834
Decrease due to wake losses	[%]	16.1	18.0	9.0	10.8	7.5	8.6	8.7	8.9	5.2	9.4	7.5	9.5	9.06
Full Load Equivalent	[Hours/year]	234	190	261	300	235	202	370	858	866	570	413	336	4,834



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Power Curve Analysis

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN WTG: 1 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-!, Hub height: 150.0 m

Name: 15 MW reference
Source: IEA

Source/Date	Created by	Created	Edited	Stop wind speed [m/s]	Power control	CT curve type	Generator type	Specific power kW/m²
31-3-2020	USER	24-2-2022	24-2-2022	25.0	Pitch	User defined	Variable	0.33

Source: IEA Wind TCP Task 37
Definition of the IEA Wind
15-Megawatt Offshore
Reference Wind Turbine

HP curve comparison - Note: For standard air density

Vmean	[m/s]	5	6	7	8	9	10
HP value Pitch, variable speed (2013)	[MWh]	23,249	35,861	48,290	59,537	69,146	76,918
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! 15 MW reference	[MWh]	23,679	36,792	49,636	61,118	70,776	78,436
Check value	[%]	-2	-3	-3	-3	-2	-2

The table shows comparison between annual energy production calculated on basis of simplified "HP-curves" which assume that all WTGs performs quite similar - only specific power loading (kW/m^2) and single/dual speed or stall/pitch decides the calculated values. Productions are without wake losses.
For further details, ask at the Danish Energy Agency for project report J.nr. 51171/00-0016 or see the windPRO manual.
The method is refined in EMD report "20 Detailed Case Studies comparing Project Design Calculations and actual Energy Productions for Wind Energy Projects worldwide", jan 2003.
Use the table to evaluate if the given power curve is reasonable - if the check value are lower than -5%, the power curve probably is too optimistic due to uncertainty in power curve measurement.

Power curve

Original data, Air density: 1.225 kg/m³

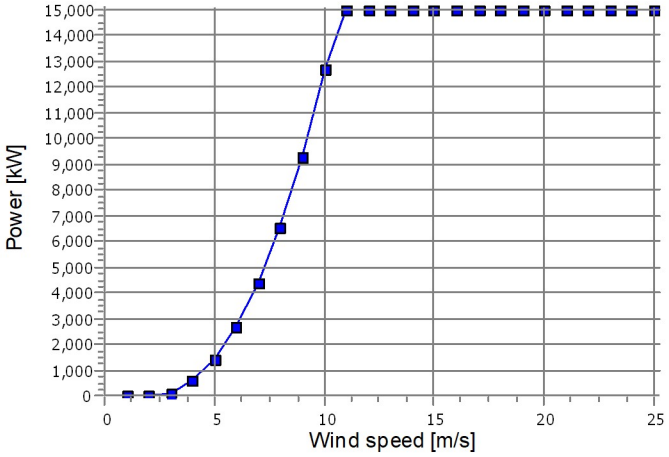
Wind speed [m/s]	Power [kW]	Cp	Wind speed [m/s]	Ct curve
3.0	70.0	0.09	3.0	0.82
3.5	302.0	0.25	3.5	0.80
4.0	595.1	0.34	4.0	0.81
4.5	964.9	0.38	4.5	0.82
4.8	1,185.1	0.40	4.8	0.82
5.0	1,429.2	0.41	5.0	0.82
5.3	1,695.2	0.42	5.3	0.83
6.0	2,656.3	0.44	6.0	0.83
6.2	2,957.2	0.45	6.2	0.83
6.4	3,275.7	0.45	6.4	0.83
6.5	3,442.7	0.45	6.5	0.83
6.6	3,528.7	0.45	6.6	0.83
6.6	3,615.0	0.45	6.6	0.82
6.7	3,791.2	0.45	6.7	0.82
6.8	3,972.0	0.46	6.8	0.82
6.9	4,155.6	0.46	6.9	0.81
6.9	4,192.4	0.46	6.9	0.81
6.9	4,210.8	0.46	6.9	0.81
6.9	4,228.8	0.46	6.9	0.81
7.0	4,247.2	0.46	7.0	0.81
7.0	4,265.5	0.46	7.0	0.81
7.0	4,283.9	0.46	7.0	0.81
7.0	4,301.9	0.46	7.0	0.81
7.0	4,320.3	0.46	7.0	0.81
7.0	4,339.3	0.46	7.0	0.81
7.5	5,338.8	0.46	7.5	0.81
8.0	6,481.1	0.46	8.0	0.80
8.5	7,774.6	0.46	8.5	0.80
9.0	9,229.2	0.46	9.0	0.80
9.5	10,855.0	0.46	9.5	0.80
10.0	12,661.3	0.46	10.0	0.80
10.3	13,638.1	0.46	10.3	0.80
10.5	14,660.7	0.46	10.5	0.80
10.6	14,994.8	0.45	10.6	0.77
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.71
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.70
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.69
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.68
10.8	14,994.6	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.6	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.9	14,994.4	0.42	10.9	0.64
11.0	14,994.3	0.41	11.0	0.61
11.3	14,994.0	0.38	11.3	0.55
11.5	14,994.1	0.36	11.5	0.50
11.8	14,994.2	0.33	11.8	0.46
12.0	14,994.2	0.31	12.0	0.43
13.0	14,994.8	0.25	13.0	0.32
14.0	14,994.8	0.20	14.0	0.25
15.0	14,994.8	0.16	15.0	0.20
17.5	14,994.8	0.10	17.5	0.13
20.0	14,994.8	0.07	20.0	0.09
22.5	14,996.3	0.05	22.5	0.06
25.0	14,997.6	0.03	25.0	0.05

Power and efficiency vs. wind speed

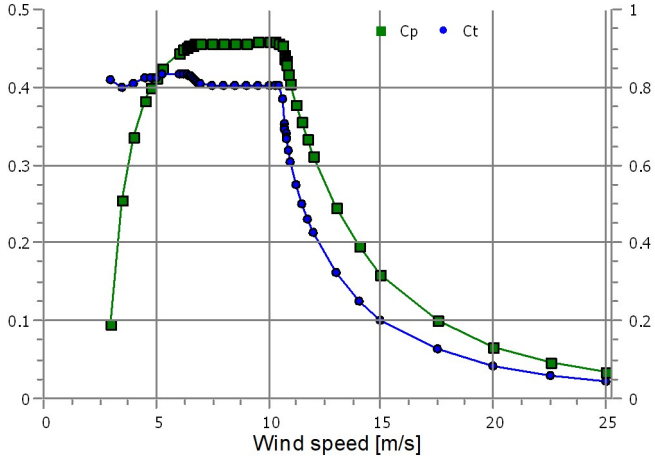
Data used in calculation, Mean air density: 1.230 kg/m³

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Cp
1.0	0.0	0.00
2.0	0.0	0.00
3.0	71.8	0.10
4.0	598.8	0.34
5.0	1,435.9	0.41
6.0	2,667.6	0.44
7.0	4,356.8	0.46
8.0	6,507.2	0.46
9.0	9,268.7	0.46
10.0	12,720.6	0.46
11.0	14,994.2	0.40
12.0	14,994.2	0.31
13.0	14,994.8	0.25
14.0	14,994.8	0.20
15.0	14,994.8	0.16
16.0	14,994.8	0.13
17.0	14,994.8	0.11
18.0	14,994.8	0.09
19.0	14,994.8	0.08
20.0	14,994.9	0.07
21.0	14,995.4	0.06
22.0	14,996.0	0.05
23.0	14,996.3	0.04
24.0	14,996.3	0.04
25.0	14,997.6	0.03

Power curve
For air density: 1.230 kg/m³ and reference climate data



Cp and Ct curve
For air density: 1.230 kg/m³ and reference climate data



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Wind Data Analysis

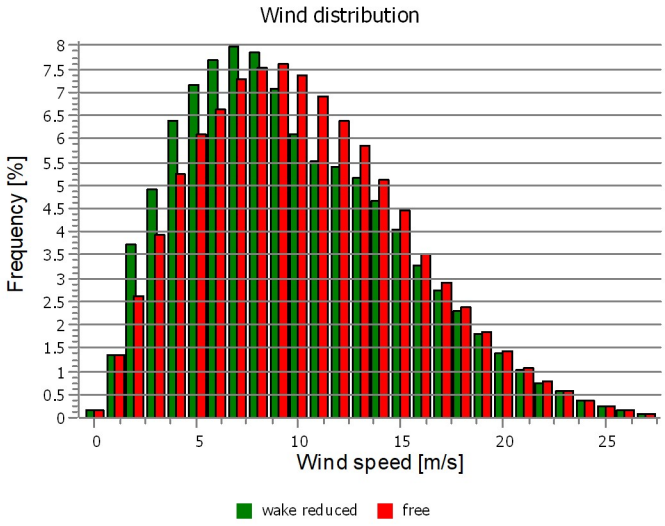
Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN Wind data: 1 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071); Hub height: 150.0

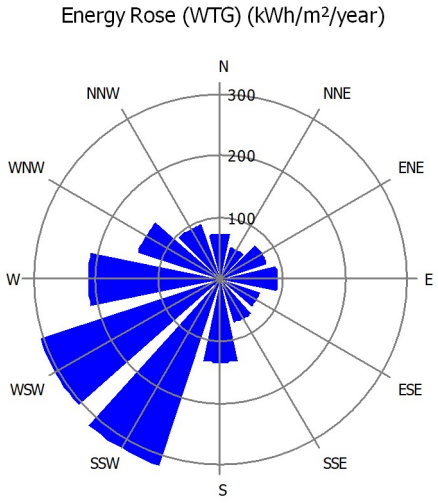
Site coordinates

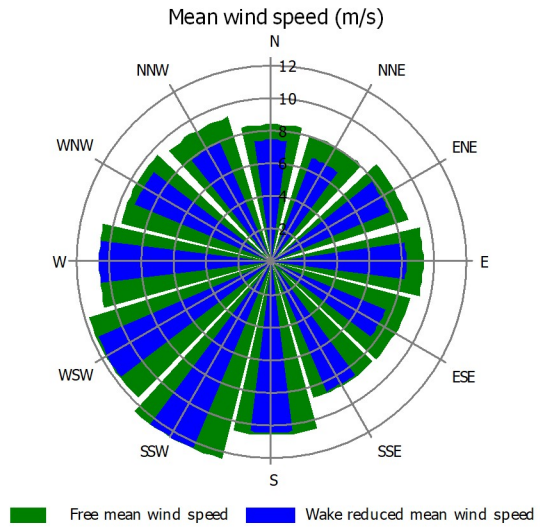
Dutch Stereo-RD/NAP 2008
East: 40,939 North: 556,901
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)
Masts used
Take nearest

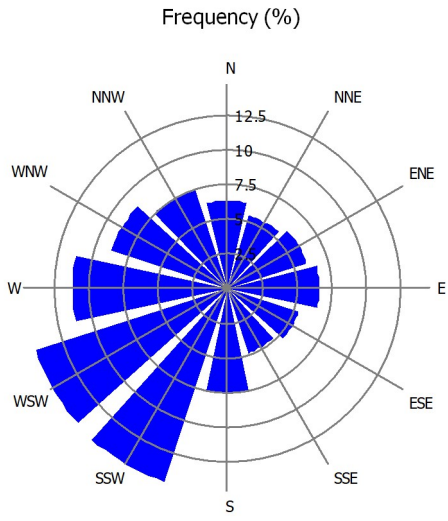
Winddata for site

Sector	Free mean wind speed [m/s]	Wake reduced mean wind speed [m/s]	Frequency [%]
0 N	8.4	7.5	6.4
1 NNE	8.1	6.8	5.5
2 ENE	8.8	7.9	6.1
3 E	9.4	8.3	6.7
4 ESE	8.8	7.6	5.4
5 SSE	8.8	8.6	4.9
6 S	10.6	10.5	7.6
7 SSW	12.5	12.4	14.8
8 WSW	11.8	11.7	14.7
9 W	10.7	10.7	11.3
10 WNW	9.6	9.2	8.9
11 NNW	9.3	8.0	7.6
All	10.2	9.7	100.0









Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN Wind data: 2 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072); Hub height: 150.0

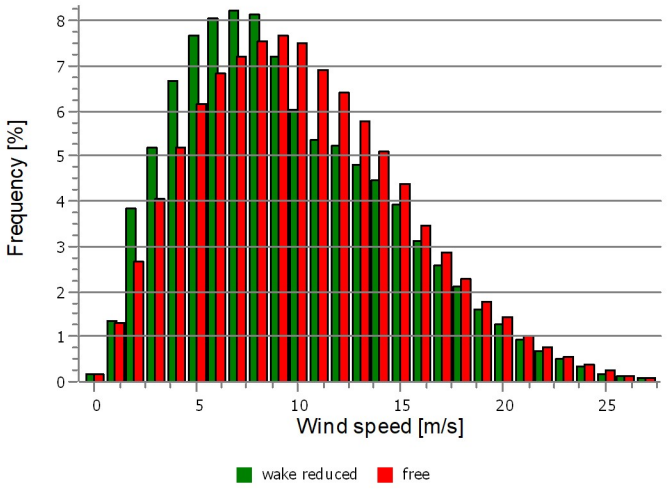
Site coordinates

Dutch Stereo-RD/NAP 2008
East: 53,651 North: 559,967
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072)
Masts used
Take nearest

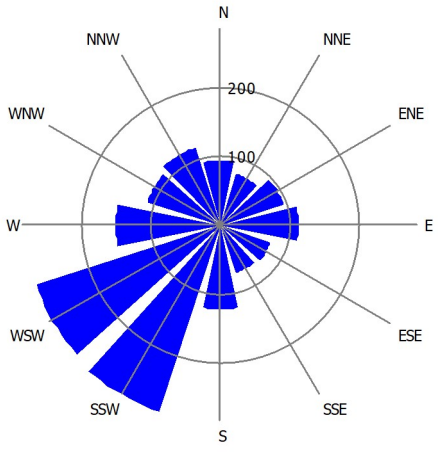
Winddata for site

Sector	Free mean wind speed [m/s]	Wake reduced mean wind speed [m/s]	Frequency [%]
0 N	8.4	8.4	6.4
1 NNE	8.2	8.1	5.5
2 ENE	8.8	8.8	6.1
3 E	9.3	9.2	6.7
4 ESE	8.8	8.2	5.4
5 SSE	8.6	8.5	4.9
6 S	10.4	9.8	7.6
7 SSW	12.3	11.6	14.8
8 WSW	11.8	11.1	14.7
9 W	10.7	8.8	11.3
10 WNW	9.6	8.1	8.9
11 NNW	9.3	9.0	7.6
All	10.1	9.5	100.0

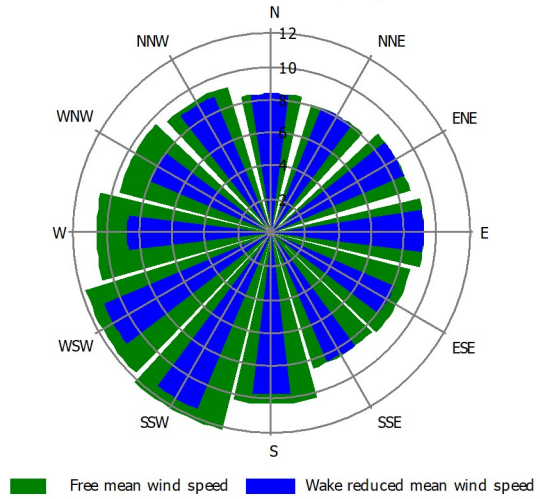
Wind distribution



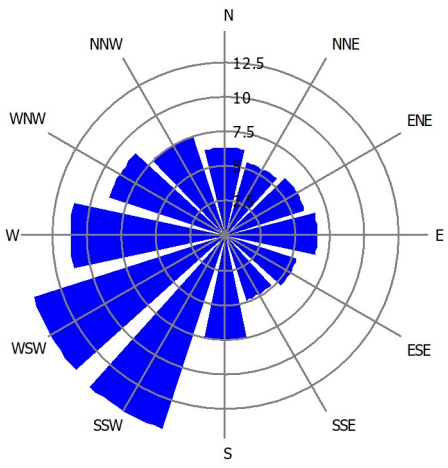
Energy Rose (WTG) (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



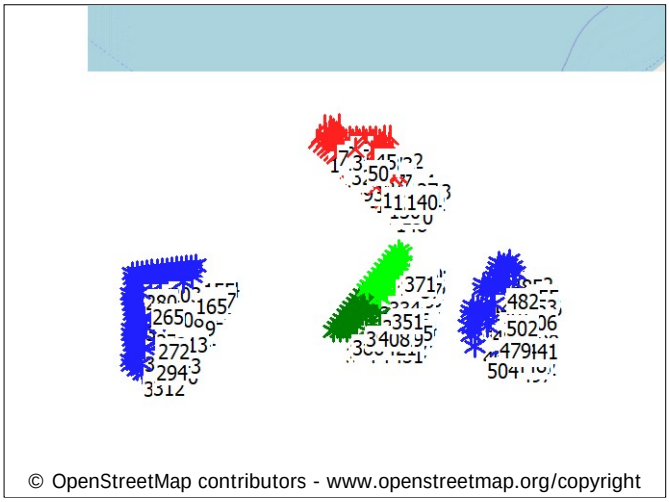
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

WTG distances

	Z [m]	Nearest WTG	Z [m]	Horizontal distance [m]	Distance in rotor diameters
1	0.0	83	0.0	2,025	8.4
2	0.0	128	0.0	1,270	5.3
3	0.0	153	0.0	1,315	5.5
4	0.0	5	0.0	1,478	6.2
5	0.0	9	0.0	1,156	4.8
6	0.0	151	0.0	1,386	5.8
7	0.0	8	0.0	1,276	5.3
8	0.0	9	0.0	1,242	5.2
9	0.0	5	0.0	1,156	4.8
10	0.0	9	0.0	2,070	8.6
11	0.0	16	0.0	1,417	5.9
12	0.0	13	0.0	1,395	5.8
13	0.0	18	0.0	1,157	4.8
14	0.0	13	0.0	1,254	5.2
15	0.0	9	0.0	1,157	4.8
16	0.0	20	0.0	1,157	4.8
17	0.0	21	0.0	1,157	4.8
18	0.0	13	0.0	1,157	4.8
19	0.0	23	0.0	1,006	4.2
20	0.0	25	0.0	1,157	4.8
21	0.0	17	0.0	1,157	4.8
22	0.0	18	0.0	1,157	4.8
23	0.0	19	0.0	1,006	4.2
24	0.0	19	0.0	1,053	4.4
25	0.0	20	0.0	1,157	4.8
26	0.0	21	0.0	1,157	4.8
27	0.0	22	0.0	1,157	4.8
28	0.0	34	0.0	1,157	4.8
29	0.0	24	0.0	1,156	4.8
30	0.0	36	0.0	1,156	4.8
31	0.0	38	0.0	1,157	4.8
32	0.0	26	0.0	1,157	4.8
33	0.0	27	0.0	1,157	4.8
34	0.0	28	0.0	1,157	4.8
35	0.0	29	0.0	1,156	4.8
36	0.0	30	0.0	1,156	4.8
37	0.0	44	0.0	1,156	4.8
38	0.0	31	0.0	1,157	4.8
39	0.0	32	0.0	1,157	4.8
40	0.0	33	0.0	1,157	4.8
41	0.0	34	0.0	1,157	4.8
42	0.0	35	0.0	1,156	4.8
43	0.0	36	0.0	1,156	4.8
44	0.0	37	0.0	1,156	4.8
45	0.0	53	0.0	1,156	4.8
46	0.0	55	0.0	1,157	4.8
47	0.0	39	0.0	1,157	4.8
48	0.0	40	0.0	1,157	4.8
49	0.0	41	0.0	1,157	4.8
50	0.0	42	0.0	1,156	4.8
51	0.0	43	0.0	1,156	4.8
52	0.0	44	0.0	1,156	4.8
53	0.0	45	0.0	1,156	4.8
54	0.0	63	0.0	1,155	4.8
55	0.0	46	0.0	1,157	4.8
56	0.0	47	0.0	1,157	4.8
57	0.0	48	0.0	1,157	4.8
58	0.0	49	0.0	1,157	4.8
59	0.0	68	0.0	1,156	4.8
60	0.0	69	0.0	1,155	4.8
61	0.0	70	0.0	1,155	4.8
62	0.0	71	0.0	1,154	4.8
63	0.0	72	0.0	1,154	4.8
64	0.0	73	0.0	1,153	4.8



To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
65	0.0	93	0.0	1,068	4.5
66	0.0	56	0.0	1,157	4.8
67	0.0	58	0.0	1,157	4.8
68	0.0	59	0.0	1,156	4.8
69	0.0	60	0.0	1,155	4.8
70	0.0	61	0.0	1,155	4.8
71	0.0	62	0.0	1,154	4.8
72	0.0	63	0.0	1,154	4.8
73	0.0	64	0.0	1,153	4.8
74	0.0	82	0.0	1,564	6.5
75	0.0	86	0.0	1,156	4.8
76	0.0	87	0.0	1,156	4.8
77	0.0	70	0.0	1,156	4.8
78	0.0	71	0.0	1,156	4.8
79	0.0	72	0.0	1,155	4.8
80	0.0	73	0.0	1,155	4.8
81	0.0	141	0.0	1,427	5.9
82	0.0	74	0.0	1,564	6.5
83	0.0	84	0.0	1,259	5.2
84	0.0	83	0.0	1,259	5.2
85	0.0	86	0.0	1,254	5.2
86	0.0	75	0.0	1,156	4.8
87	0.0	96	0.0	1,156	4.8
88	0.0	97	0.0	1,156	4.8
89	0.0	98	0.0	1,155	4.8
90	0.0	99	0.0	1,155	4.8
91	0.0	100	0.0	1,155	4.8
92	0.0	91	0.0	1,254	5.2
93	0.0	65	0.0	1,068	4.5
94	0.0	85	0.0	1,270	5.3
95	0.0	86	0.0	1,156	4.8
96	0.0	87	0.0	1,156	4.8
97	0.0	88	0.0	1,156	4.8
98	0.0	89	0.0	1,155	4.8
99	0.0	90	0.0	1,155	4.8
100	0.0	91	0.0	1,155	4.8
101	0.0	95	0.0	1,319	5.5
102	0.0	95	0.0	1,156	4.8
103	0.0	96	0.0	1,156	4.8
104	0.0	97	0.0	1,156	4.8
105	0.0	98	0.0	1,155	4.8
106	0.0	99	0.0	1,155	4.8
107	0.0	100	0.0	1,155	4.8
108	0.0	110	0.0	1,418	5.9
109	0.0	117	0.0	1,244	5.2
110	0.0	108	0.0	1,418	5.9
111	0.0	103	0.0	1,156	4.8
112	0.0	104	0.0	1,156	4.8
113	0.0	105	0.0	1,156	4.8
114	0.0	106	0.0	1,155	4.8
115	0.0	122	0.0	1,157	4.8
116	0.0	123	0.0	1,157	4.8
117	0.0	124	0.0	1,157	4.8
118	0.0	125	0.0	1,157	4.8
119	0.0	112	0.0	1,157	4.8
120	0.0	113	0.0	1,156	4.8
121	0.0	114	0.0	1,156	4.8
122	0.0	129	0.0	1,157	4.8
123	0.0	116	0.0	1,157	4.8
124	0.0	117	0.0	1,157	4.8
125	0.0	118	0.0	1,157	4.8
126	0.0	133	0.0	1,156	4.8
127	0.0	120	0.0	1,156	4.8
128	0.0	121	0.0	1,156	4.8

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
129	0.0	135	0.0	1,157	4.8
130	0.0	123	0.0	1,157	4.8
131	0.0	124	0.0	1,157	4.8
132	0.0	125	0.0	1,157	4.8
133	0.0	126	0.0	1,156	4.8
134	0.0	140	0.0	1,156	4.8
135	0.0	129	0.0	1,157	4.8
136	0.0	130	0.0	1,157	4.8
137	0.0	131	0.0	1,157	4.8
138	0.0	132	0.0	1,157	4.8
139	0.0	133	0.0	1,156	4.8
140	0.0	134	0.0	1,156	4.8
141	0.0	152	0.0	1,374	5.7
142	0.0	135	0.0	1,157	4.8
143	0.0	136	0.0	1,157	4.8
144	0.0	137	0.0	1,157	4.8
145	0.0	138	0.0	1,157	4.8
146	0.0	139	0.0	1,156	4.8
147	0.0	140	0.0	1,156	4.8
148	0.0	149	0.0	1,494	6.2
149	0.0	143	0.0	1,157	4.8
150	0.0	144	0.0	1,157	4.8
151	0.0	6	0.0	1,386	5.8
152	0.0	141	0.0	1,374	5.7
153	0.0	3	0.0	1,315	5.5
154	0.0	155	0.0	1,353	8.1
155	0.0	158	0.0	1,352	8.1
156	0.0	159	0.0	1,353	8.1
157	0.0	160	0.0	1,353	8.2
158	0.0	155	0.0	1,352	8.1
159	0.0	156	0.0	1,353	8.1
160	0.0	157	0.0	1,353	8.2
161	0.0	165	0.0	1,354	8.2
162	0.0	167	0.0	1,353	8.1
163	0.0	168	0.0	1,353	8.1
164	0.0	169	0.0	1,353	8.2
165	0.0	170	0.0	1,354	8.2
166	0.0	171	0.0	1,354	8.2
167	0.0	174	0.0	1,352	8.1
168	0.0	163	0.0	1,353	8.1
169	0.0	164	0.0	1,353	8.2
170	0.0	165	0.0	1,354	8.2
171	0.0	178	0.0	1,354	8.2
172	0.0	179	0.0	1,354	8.2
173	0.0	180	0.0	1,355	8.2
174	0.0	167	0.0	1,352	8.1
175	0.0	183	0.0	1,353	8.1
176	0.0	184	0.0	1,353	8.2
177	0.0	170	0.0	1,354	8.2
178	0.0	171	0.0	1,354	8.2
179	0.0	187	0.0	1,354	8.2
180	0.0	173	0.0	1,355	8.2
181	0.0	189	0.0	1,355	8.2
182	0.0	192	0.0	1,353	8.1
183	0.0	175	0.0	1,353	8.1
184	0.0	176	0.0	1,353	8.2
185	0.0	177	0.0	1,354	8.2
186	0.0	196	0.0	1,354	8.2
187	0.0	197	0.0	1,354	8.2
188	0.0	180	0.0	1,355	8.2
189	0.0	181	0.0	1,355	8.2
190	0.0	200	0.0	1,356	8.2
191	0.0	201	0.0	1,356	8.2
192	0.0	182	0.0	1,353	8.1

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
193	0.0	204	0.0	1,353	8.2
194	0.0	205	0.0	1,353	8.2
195	0.0	206	0.0	1,354	8.2
196	0.0	186	0.0	1,354	8.2
197	0.0	187	0.0	1,354	8.2
198	0.0	188	0.0	1,355	8.2
199	0.0	210	0.0	1,355	8.2
200	0.0	211	0.0	1,355	8.2
201	0.0	191	0.0	1,356	8.2
202	0.0	213	0.0	1,356	8.2
203	0.0	215	0.0	1,352	8.1
204	0.0	216	0.0	1,353	8.1
205	0.0	194	0.0	1,353	8.2
206	0.0	195	0.0	1,354	8.2
207	0.0	196	0.0	1,354	8.2
208	0.0	220	0.0	1,354	8.2
209	0.0	221	0.0	1,355	8.2
210	0.0	199	0.0	1,355	8.2
211	0.0	200	0.0	1,355	8.2
212	0.0	201	0.0	1,356	8.2
213	0.0	202	0.0	1,356	8.2
214	0.0	226	0.0	1,357	8.2
215	0.0	203	0.0	1,352	8.1
216	0.0	204	0.0	1,353	8.1
217	0.0	231	0.0	1,353	8.2
218	0.0	232	0.0	1,354	8.2
219	0.0	207	0.0	1,354	8.2
220	0.0	208	0.0	1,354	8.2
221	0.0	209	0.0	1,355	8.2
222	0.0	210	0.0	1,355	8.2
223	0.0	237	0.0	1,356	8.2
224	0.0	238	0.0	1,356	8.2
225	0.0	239	0.0	1,356	8.2
226	0.0	214	0.0	1,357	8.2
227	0.0	241	0.0	1,357	8.2
228	0.0	242	0.0	1,357	8.2
229	0.0	244	0.0	1,353	8.1
230	0.0	245	0.0	1,353	8.1
231	0.0	217	0.0	1,353	8.2
232	0.0	218	0.0	1,354	8.2
233	0.0	248	0.0	1,354	8.2
234	0.0	249	0.0	1,354	8.2
235	0.0	250	0.0	1,355	8.2
236	0.0	222	0.0	1,355	8.2
237	0.0	252	0.0	1,355	8.2
238	0.0	224	0.0	1,356	8.2
239	0.0	225	0.0	1,356	8.2
240	0.0	255	0.0	1,357	8.2
241	0.0	227	0.0	1,357	8.2
242	0.0	257	0.0	1,357	8.2
243	0.0	258	0.0	1,358	8.2
244	0.0	261	0.0	1,352	8.1
245	0.0	262	0.0	1,353	8.1
246	0.0	231	0.0	1,353	8.2
247	0.0	264	0.0	1,354	8.2
248	0.0	233	0.0	1,354	8.2
249	0.0	234	0.0	1,354	8.2
250	0.0	235	0.0	1,355	8.2
251	0.0	268	0.0	1,355	8.2
252	0.0	237	0.0	1,355	8.2
253	0.0	270	0.0	1,356	8.2
254	0.0	239	0.0	1,356	8.2
255	0.0	272	0.0	1,357	8.2
256	0.0	273	0.0	1,357	8.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
257	0.0	242	0.0	1,357	8.2
258	0.0	243	0.0	1,358	8.2
259	0.0	276	0.0	1,358	8.2
260	0.0	277	0.0	1,359	8.2
261	0.0	244	0.0	1,352	8.1
262	0.0	245	0.0	1,353	8.1
263	0.0	246	0.0	1,353	8.2
264	0.0	247	0.0	1,354	8.2
265	0.0	248	0.0	1,354	8.2
266	0.0	249	0.0	1,354	8.2
267	0.0	250	0.0	1,355	8.2
268	0.0	251	0.0	1,355	8.2
269	0.0	287	0.0	1,356	8.2
270	0.0	253	0.0	1,356	8.2
271	0.0	289	0.0	1,356	8.2
272	0.0	255	0.0	1,357	8.2
273	0.0	256	0.0	1,357	8.2
274	0.0	257	0.0	1,357	8.2
275	0.0	258	0.0	1,358	8.2
276	0.0	259	0.0	1,358	8.2
277	0.0	260	0.0	1,359	8.2
278	0.0	277	0.0	1,359	8.2
279	0.0	261	0.0	1,353	8.1
280	0.0	262	0.0	1,353	8.2
281	0.0	263	0.0	1,353	8.2
282	0.0	264	0.0	1,354	8.2
283	0.0	265	0.0	1,354	8.2
284	0.0	299	0.0	1,354	8.2
285	0.0	300	0.0	1,354	8.2
286	0.0	301	0.0	1,354	8.2
287	0.0	302	0.0	1,355	8.2
288	0.0	303	0.0	1,355	8.2
289	0.0	304	0.0	1,355	8.2
290	0.0	305	0.0	1,355	8.2
291	0.0	306	0.0	1,355	8.2
292	0.0	307	0.0	1,355	8.2
293	0.0	308	0.0	1,356	8.2
294	0.0	309	0.0	1,356	8.2
295	0.0	310	0.0	1,356	8.2
296	0.0	311	0.0	1,356	8.2
297	0.0	312	0.0	1,356	8.2
298	0.0	283	0.0	1,354	8.2
299	0.0	284	0.0	1,354	8.2
300	0.0	285	0.0	1,354	8.2
301	0.0	286	0.0	1,354	8.2
302	0.0	287	0.0	1,355	8.2
303	0.0	288	0.0	1,355	8.2
304	0.0	289	0.0	1,355	8.2
305	0.0	290	0.0	1,355	8.2
306	0.0	291	0.0	1,355	8.2
307	0.0	292	0.0	1,355	8.2
308	0.0	293	0.0	1,356	8.2
309	0.0	294	0.0	1,356	8.2
310	0.0	295	0.0	1,356	8.2
311	0.0	296	0.0	1,356	8.2
312	0.0	297	0.0	1,356	8.2
313	0.0	323	0.0	1,358	8.2
314	0.0	313	0.0	1,359	8.2
315	0.0	305	0.0	1,358	8.2
316	0.0	306	0.0	1,358	8.2
317	0.0	307	0.0	1,358	8.2
318	0.0	308	0.0	1,358	8.2
319	0.0	309	0.0	1,358	8.2
320	0.0	310	0.0	1,358	8.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
321	0.0	311	0.0	1,358	8.2
322	0.0	312	0.0	1,358	8.2
323	0.0	313	0.0	1,358	8.2
324	0.0	325	0.0	1,359	8.2
325	0.0	324	0.0	1,359	8.2
326	0.0	335	0.0	1,355	5.6
327	0.0	369	0.0	1,202	5.0
328	0.0	370	0.0	1,202	5.0
329	0.0	371	0.0	1,202	5.0
330	0.0	372	0.0	1,202	5.0
331	0.0	373	0.0	1,202	5.0
332	0.0	374	0.0	1,202	5.0
333	0.0	375	0.0	1,203	5.0
334	0.0	376	0.0	1,203	5.0
335	0.0	343	0.0	1,355	5.6
336	0.0	328	0.0	1,354	5.6
337	0.0	329	0.0	1,354	5.6
338	0.0	330	0.0	1,355	5.6
339	0.0	331	0.0	1,355	5.6
340	0.0	332	0.0	1,355	5.6
341	0.0	333	0.0	1,355	5.6
342	0.0	334	0.0	1,355	5.6
343	0.0	335	0.0	1,355	5.6
344	0.0	352	0.0	1,355	5.6
345	0.0	337	0.0	1,355	5.6
346	0.0	338	0.0	1,355	5.6
347	0.0	339	0.0	1,355	5.6
348	0.0	340	0.0	1,355	5.6
349	0.0	341	0.0	1,355	5.6
350	0.0	342	0.0	1,355	5.6
351	0.0	343	0.0	1,355	5.6
352	0.0	344	0.0	1,355	5.6
353	0.0	347	0.0	1,357	5.7
354	0.0	359	0.0	1,356	5.7
355	0.0	360	0.0	1,356	5.7
356	0.0	361	0.0	1,356	5.7
357	0.0	362	0.0	1,356	5.7
358	0.0	352	0.0	1,356	5.7
359	0.0	354	0.0	1,356	5.7
360	0.0	355	0.0	1,356	5.7
361	0.0	356	0.0	1,356	5.7
362	0.0	357	0.0	1,356	5.7
363	0.0	358	0.0	1,357	5.7
364	0.0	361	0.0	1,359	5.7
365	0.0	367	0.0	1,358	5.7
366	0.0	368	0.0	1,358	5.7
367	0.0	365	0.0	1,358	5.7
368	0.0	366	0.0	1,358	5.7
369	0.0	327	0.0	1,202	5.0
370	0.0	328	0.0	1,202	5.0
371	0.0	329	0.0	1,202	5.0
372	0.0	330	0.0	1,202	5.0
373	0.0	331	0.0	1,202	5.0
374	0.0	332	0.0	1,202	5.0
375	0.0	333	0.0	1,203	5.0
376	0.0	334	0.0	1,203	5.0
377	0.0	378	0.0	1,341	5.6
378	0.0	377	0.0	1,341	5.6
379	0.0	380	0.0	1,416	5.9
380	0.0	381	0.0	1,416	5.9
381	0.0	380	0.0	1,416	5.9
382	0.0	381	0.0	1,416	5.9
383	0.0	382	0.0	1,416	5.9
384	0.0	383	0.0	1,416	5.9

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
385	0.0	384	0.0	1,416	5.9
386	0.0	385	0.0	1,416	5.9
387	0.0	386	0.0	1,416	5.9
388	0.0	387	0.0	1,416	5.9
389	0.0	390	0.0	1,416	5.9
390	0.0	391	0.0	1,416	5.9
391	0.0	390	0.0	1,416	5.9
392	0.0	391	0.0	1,416	5.9
393	0.0	392	0.0	1,416	5.9
394	0.0	393	0.0	1,416	5.9
395	0.0	394	0.0	1,416	5.9
396	0.0	395	0.0	1,416	5.9
397	0.0	396	0.0	1,416	5.9
398	0.0	399	0.0	1,416	5.9
399	0.0	400	0.0	1,416	5.9
400	0.0	399	0.0	1,416	5.9
401	0.0	400	0.0	1,416	5.9
402	0.0	401	0.0	1,416	5.9
403	0.0	402	0.0	1,416	5.9
404	0.0	403	0.0	1,416	5.9
405	0.0	404	0.0	1,416	5.9
406	0.0	407	0.0	1,416	5.9
407	0.0	408	0.0	1,416	5.9
408	0.0	407	0.0	1,416	5.9
409	0.0	408	0.0	1,416	5.9
410	0.0	409	0.0	1,416	5.9
411	0.0	410	0.0	1,416	5.9
412	0.0	411	0.0	1,416	5.9
413	0.0	414	0.0	1,416	5.9
414	0.0	415	0.0	1,416	5.9
415	0.0	414	0.0	1,416	5.9
416	0.0	415	0.0	1,416	5.9
417	0.0	416	0.0	1,416	5.9
418	0.0	417	0.0	1,416	5.9
419	0.0	420	0.0	1,416	5.9
420	0.0	421	0.0	1,416	5.9
421	0.0	420	0.0	1,416	5.9
422	0.0	421	0.0	1,416	5.9
423	0.0	422	0.0	1,416	5.9
424	0.0	423	0.0	1,416	5.9
425	0.0	426	0.0	1,416	5.9
426	0.0	427	0.0	1,416	5.9
427	0.0	426	0.0	1,416	5.9
428	0.0	427	0.0	1,416	5.9
429	0.0	428	0.0	1,416	5.9
430	0.0	431	0.0	1,416	5.9
431	0.0	432	0.0	1,416	5.9
432	0.0	431	0.0	1,416	5.9
433	0.0	434	0.0	1,318	8.0
434	0.0	433	0.0	1,318	8.0
435	0.0	479	0.0	1,318	8.0
436	0.0	489	0.0	1,317	8.0
437	0.0	486	0.0	1,315	8.0
438	0.0	440	0.0	1,317	8.0
439	0.0	465	0.0	1,317	8.0
440	0.0	458	0.0	1,316	8.0
441	0.0	499	0.0	2,710	16.5
442	0.0	443	0.0	1,478	9.0
443	0.0	448	0.0	1,318	8.0
444	0.0	449	0.0	1,318	8.0
445	0.0	452	0.0	1,316	8.0
446	0.0	453	0.0	1,315	8.0
447	0.0	454	0.0	1,315	8.0
448	0.0	443	0.0	1,318	8.0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	
449	0.0	456	0.0	1,318	8.0
450	0.0	449	0.0	1,320	8.0
451	0.0	459	0.0	1,315	8.0
452	0.0	460	0.0	1,315	8.0
453	0.0	461	0.0	1,314	8.0
454	0.0	462	0.0	1,314	8.0
455	0.0	463	0.0	1,314	8.0
456	0.0	457	0.0	1,223	7.5
457	0.0	456	0.0	1,223	7.5
458	0.0	440	0.0	1,316	8.0
459	0.0	451	0.0	1,315	8.0
460	0.0	467	0.0	1,313	8.0
461	0.0	468	0.0	1,313	8.0
462	0.0	469	0.0	1,313	8.0
463	0.0	470	0.0	1,312	8.0
464	0.0	471	0.0	1,312	8.0
465	0.0	466	0.0	1,195	7.3
466	0.0	465	0.0	1,195	7.3
467	0.0	460	0.0	1,313	8.0
468	0.0	461	0.0	1,313	8.0
469	0.0	462	0.0	1,313	8.0
470	0.0	463	0.0	1,312	8.0
471	0.0	464	0.0	1,312	8.0
472	0.0	471	0.0	1,320	8.0
473	0.0	474	0.0	1,280	7.8
474	0.0	481	0.0	1,202	7.3
475	0.0	482	0.0	1,313	8.0
476	0.0	483	0.0	1,313	8.0
477	0.0	484	0.0	1,312	8.0
478	0.0	485	0.0	1,312	8.0
479	0.0	435	0.0	1,318	8.0
480	0.0	438	0.0	1,318	8.0
481	0.0	474	0.0	1,202	7.3
482	0.0	481	0.0	1,266	7.7
483	0.0	476	0.0	1,313	8.0
484	0.0	477	0.0	1,312	8.0
485	0.0	478	0.0	1,312	8.0
486	0.0	508	0.0	1,315	8.0
487	0.0	490	0.0	1,288	7.9
488	0.0	492	0.0	1,318	8.0
489	0.0	493	0.0	1,317	8.0
490	0.0	487	0.0	1,288	7.9
491	0.0	494	0.0	1,317	8.0
492	0.0	495	0.0	1,317	8.0
493	0.0	496	0.0	1,317	8.0
494	0.0	491	0.0	1,317	8.0
495	0.0	492	0.0	1,317	8.0
496	0.0	493	0.0	1,317	8.0
497	0.0	507	0.0	2,021	12.3
498	0.0	503	0.0	2,088	12.7
499	0.0	500	0.0	1,925	11.7
500	0.0	499	0.0	1,925	11.7
501	0.0	466	0.0	1,907	11.6
502	0.0	505	0.0	1,543	9.4
503	0.0	498	0.0	2,088	12.7
504	0.0	498	0.0	3,235	19.7
505	0.0	466	0.0	1,514	9.2
506	0.0	451	0.0	1,801	11.0
507	0.0	497	0.0	2,021	12.3
508	0.0	490	0.0	1,298	7.9
Min	0.0		0.0	1,006	4.2
Max	0.0		0.0	3,235	19.7

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.
Values are scaled to a full year, see correction factors at main result page.

Hour/Month [MWh]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
0	48,097	41,562	46,228	38,716	39,268	32,036	31,841	30,935	32,363	41,422	40,922	44,095	467,485
1	48,031	40,754	43,474	34,632	35,095	28,867	28,088	27,538	30,462	40,338	40,314	44,127	441,720
2	47,950	40,980	43,452	35,491	35,932	29,401	28,285	27,489	30,454	40,232	40,401	43,957	444,024
3	48,079	41,218	43,740	35,986	36,180	29,657	28,523	27,695	30,547	40,324	40,584	43,613	446,148
4	48,413	41,831	43,799	36,444	36,465	29,814	28,403	27,948	30,608	40,596	40,883	43,680	448,883
5	48,376	42,085	43,824	36,526	36,451	29,715	28,551	28,301	30,446	40,999	40,870	43,631	449,775
6	48,273	41,798	43,797	36,517	35,836	29,216	28,349	28,717	30,624	41,075	40,810	43,441	448,453
7	47,601	40,971	41,155	33,176	31,737	25,728	25,091	26,351	29,119	40,656	40,020	42,932	424,537
8	47,567	41,213	41,379	33,641	32,101	25,951	25,573	26,329	29,478	40,835	40,437	42,953	427,457
9	47,497	41,773	42,036	34,038	32,452	26,351	26,145	26,429	29,926	41,161	40,759	43,228	431,794
10	47,359	41,868	42,127	34,209	33,132	26,732	26,942	26,819	30,247	41,209	40,901	42,975	434,519
11	46,887	41,546	42,159	34,625	33,900	26,962	27,693	27,313	30,508	41,050	40,803	42,584	436,031
12	46,336	41,331	42,286	34,894	34,165	27,272	28,339	28,038	31,177	41,093	40,854	42,152	437,938
13	46,436	41,264	41,097	33,137	32,656	26,226	26,924	27,061	30,456	40,827	40,784	42,620	429,488
14	46,847	41,141	41,553	33,655	33,493	26,738	26,917	26,679	30,394	40,772	40,808	42,662	431,660
15	47,074	41,520	42,586	33,907	34,015	27,061	27,089	26,676	30,770	41,116	40,695	42,808	435,319
16	47,654	41,591	42,927	34,162	34,552	26,988	27,191	26,530	31,073	41,709	41,334	42,992	438,704
17	47,823	42,098	43,100	34,946	35,470	28,422	28,207	27,175	31,333	42,196	41,824	43,525	446,118
18	48,226	42,061	43,723	35,430	36,852	29,522	29,176	28,301	31,846	42,625	42,020	44,030	453,812
19	46,999	41,489	41,863	33,701	34,232	26,901	26,115	26,401	30,747	41,288	40,570	43,423	433,728
20	47,236	41,705	43,798	34,999	35,549	28,573	27,975	27,479	31,470	41,964	40,773	43,497	445,018
21	47,797	41,819	45,431	36,460	36,813	29,889	29,233	28,611	32,126	42,300	40,946	44,021	455,446
22	48,072	41,878	46,464	37,475	38,032	31,112	30,234	29,813	32,639	42,570	41,206	44,335	463,828
23	48,212	42,030	46,840	38,232	38,780	32,069	31,033	30,734	32,721	42,087	41,141	44,521	468,401
Grand Total	1,142,843	997,528	1,038,836	844,998	843,159	681,202	671,917	665,360	741,532	990,446	980,658	1,041,804	10,640,284

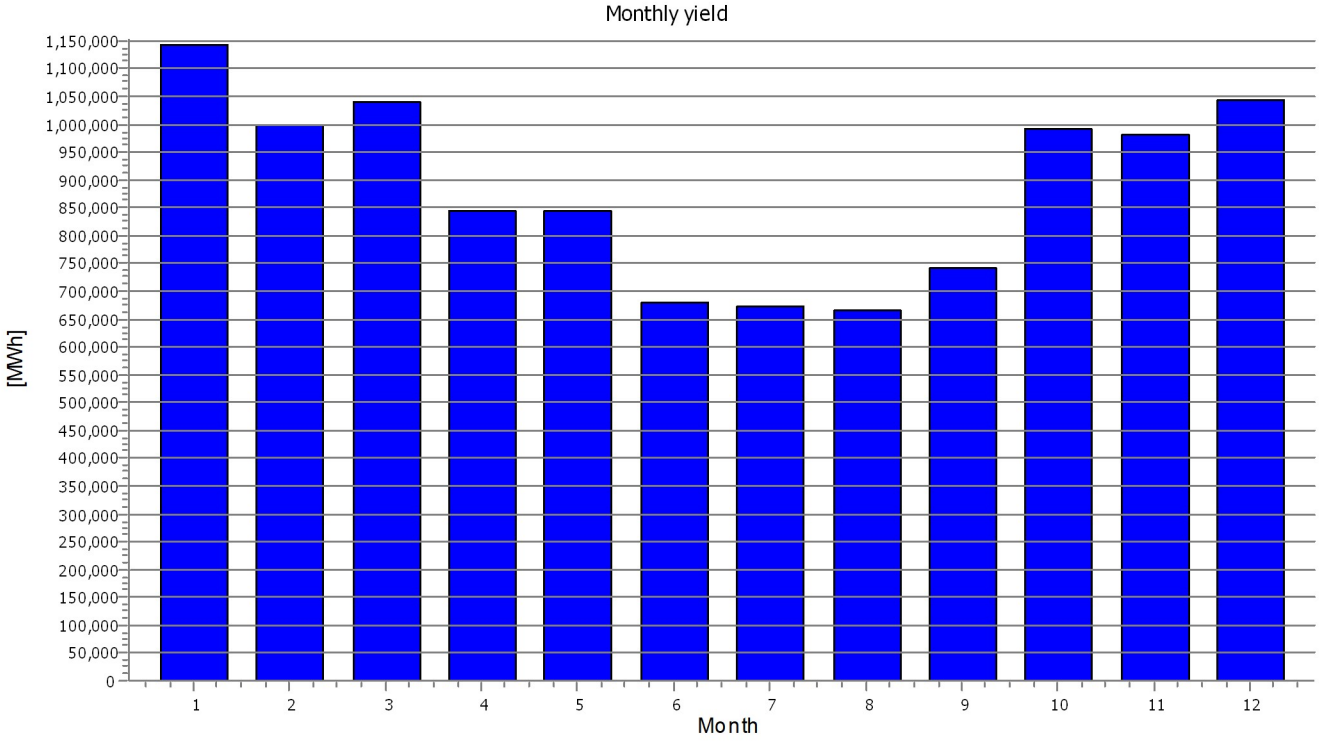
Hour/Month [MW]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
0	1,551.5	1,484.4	1,491.2	1,290.5	1,266.7	1,067.9	1,027.1	997.9	1,078.8	1,336.2	1,364.1	1,422.4	1,280.8
1	1,549.4	1,455.5	1,402.4	1,154.4	1,132.1	962.2	906.1	888.3	1,015.4	1,301.2	1,343.8	1,423.4	1,210.2
2	1,546.8	1,463.6	1,401.7	1,183.0	1,159.1	980.0	912.4	886.8	1,015.1	1,297.8	1,346.7	1,418.0	1,216.5
3	1,550.9	1,472.1	1,411.0	1,199.5	1,167.1	988.6	920.1	893.4	1,018.2	1,300.8	1,352.8	1,406.9	1,222.3
4	1,561.7	1,494.0	1,412.9	1,214.8	1,176.3	993.8	916.2	901.5	1,020.3	1,309.6	1,362.8	1,409.0	1,229.8
5	1,560.5	1,503.0	1,413.7	1,217.5	1,175.8	990.5	921.0	912.9	1,014.9	1,322.5	1,362.3	1,407.5	1,232.3
6	1,557.2	1,492.8	1,412.8	1,217.2	1,156.0	973.9	914.5	926.3	1,020.8	1,325.0	1,360.3	1,401.3	1,228.6
7	1,535.5	1,463.3	1,327.6	1,105.9	1,023.8	857.6	809.4	850.0	970.6	1,311.5	1,334.0	1,384.9	1,163.1
8	1,534.4	1,471.9	1,334.8	1,121.4	1,035.5	865.0	824.9	849.3	982.6	1,317.2	1,347.9	1,385.6	1,171.1
9	1,532.2	1,491.9	1,356.0	1,134.6	1,046.8	878.4	843.4	852.5	997.5	1,327.8	1,358.6	1,394.5	1,183.0
10	1,527.7	1,495.3	1,358.9	1,140.3	1,068.8	891.1	869.1	865.1	1,008.2	1,329.3	1,363.4	1,386.3	1,190.5
11	1,512.5	1,483.8	1,360.0	1,154.2	1,093.6	898.7	893.3	881.1	1,016.9	1,324.2	1,360.1	1,373.7	1,194.6
12	1,494.7	1,476.1	1,364.1	1,163.1	1,102.1	909.1	914.2	904.4	1,039.2	1,325.6	1,361.8	1,359.7	1,199.8
13	1,497.9	1,473.7	1,325.7	1,104.6	1,053.4	874.2	868.5	872.9	1,015.2	1,317.0	1,359.5	1,374.9	1,176.7
14	1,511.2	1,469.3	1,340.4	1,121.8	1,080.4	891.3	868.3	860.6	1,013.1	1,315.2	1,360.3	1,376.2	1,182.6
15	1,518.5	1,482.9	1,373.7	1,130.2	1,097.3	902.0	873.8	860.5	1,025.7	1,326.3	1,356.5	1,380.9	1,192.7
16	1,537.2	1,485.4	1,384.7	1,138.7	1,114.6	899.6	877.1	855.8	1,035.8	1,345.5	1,377.8	1,386.8	1,201.9
17	1,542.7	1,503.5	1,390.3	1,164.9	1,144.2	947.4	909.9	876.6	1,044.4	1,361.2	1,394.1	1,404.0	1,222.2
18	1,555.7	1,502.2	1,410.4	1,181.0	1,188.8	984.1	941.1	912.9	1,061.5	1,375.0	1,400.7	1,420.3	1,243.3
19	1,516.1	1,481.8	1,350.4	1,123.4	1,104.3	896.7	842.4	851.6	1,024.9	1,331.9	1,352.3	1,400.8	1,188.3
20	1,523.7	1,489.5	1,412.8	1,166.6	1,146.7	952.4	902.4	886.4	1,049.0	1,353.7	1,359.1	1,403.1	1,219.2
21	1,541.8	1,493.5	1,465.5	1,215.3	1,187.5	996.3	943.0	922.9	1,070.9	1,364.5	1,364.9	1,420.0	1,247.8
22	1,550.7	1,495.6	1,498.8	1,249.2	1,226.8	1,037.1	975.3	961.7	1,088.0	1,373.2	1,373.5	1,430.1	1,270.8
23	1,555.2	1,501.1	1,511.0	1,274.4	1,251.0	1,069.0	1,001.1	991.4	1,090.7	1,357.7	1,371.4	1,436.2	1,283.3
Grand Total	1,536.1	1,484.4	1,396.3	1,173.6	1,133.3	946.1	903.1	894.3	1,029.9	1,331.2	1,362.0	1,400.3	1,214.6

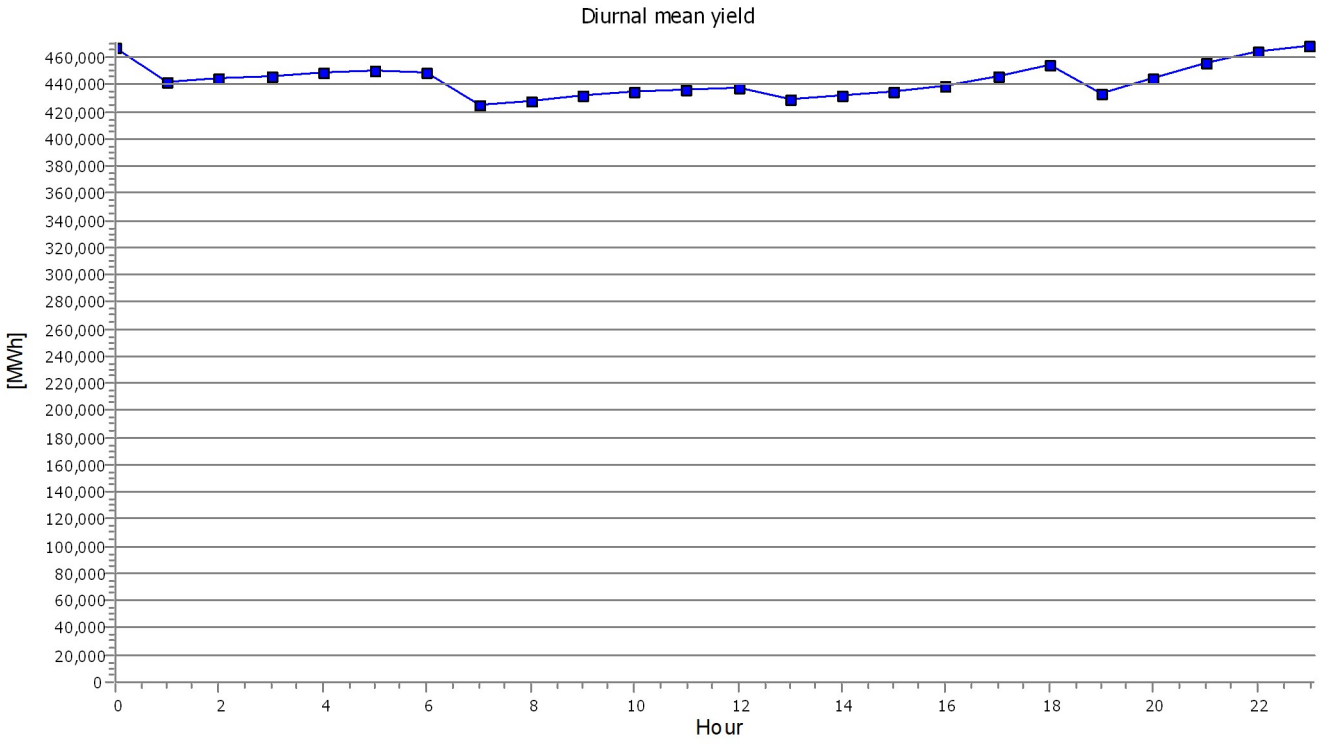
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.
Values are scaled to a full year, see correction factors at main result page.





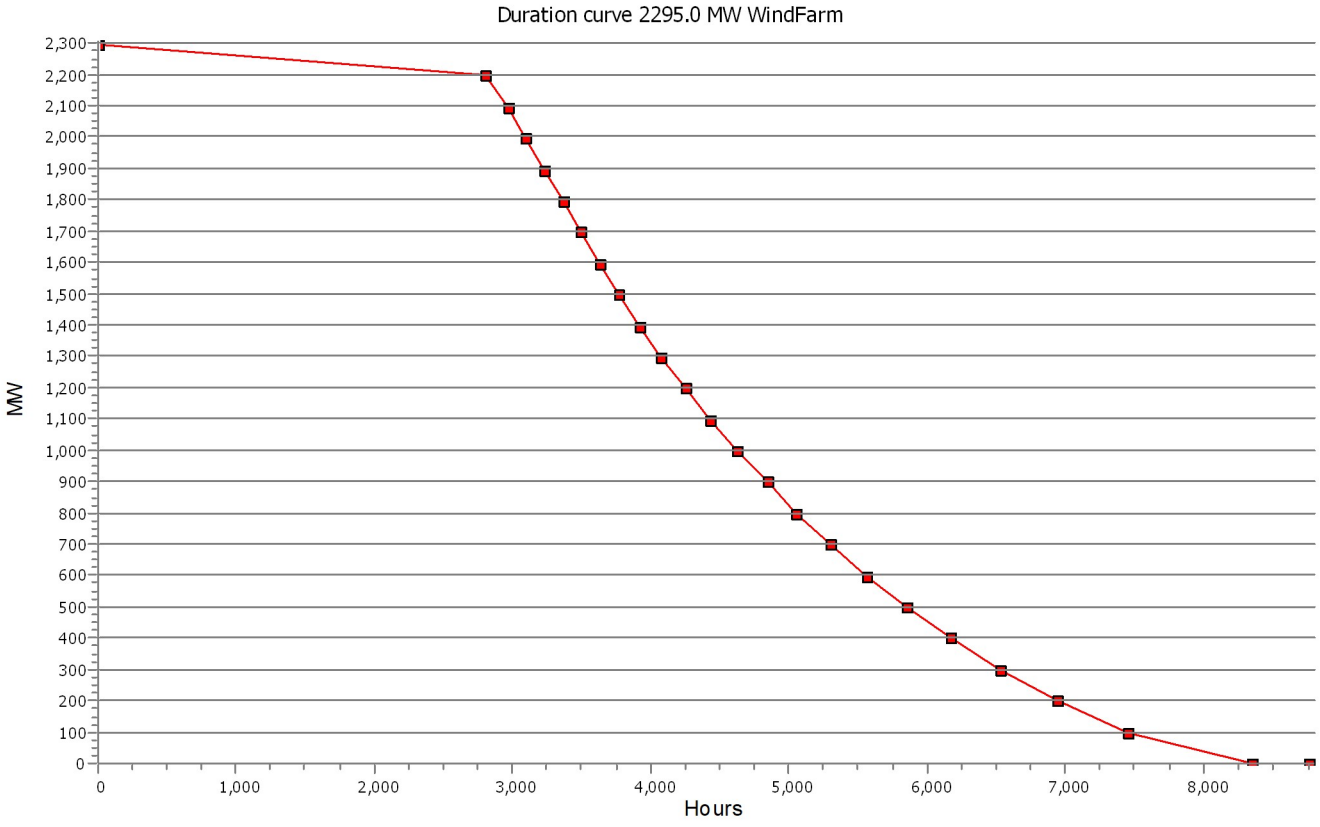
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.

Hours	Hours [%]	Hours accumulated	Power [MW]	Power (MW/WTG)
0	0.0	0	2295.0	15.0
2806	32.0	2806	2195.2 - 2295.0	14.3 - 15.0
158	1.8	2964	2095.4 - 2195.2	13.7 - 14.3
136	1.5	3099	1995.7 - 2095.4	13.0 - 13.7
129	1.5	3228	1895.9 - 1995.7	12.4 - 13.0
134	1.5	3362	1796.1 - 1895.9	11.7 - 12.4
128	1.5	3490	1696.3 - 1796.1	11.1 - 11.7
137	1.6	3627	1596.5 - 1696.3	10.4 - 11.1
142	1.6	3769	1496.7 - 1596.5	9.8 - 10.4
152	1.7	3921	1397.0 - 1496.7	9.1 - 9.8
158	1.8	4079	1297.2 - 1397.0	8.5 - 9.1
170	1.9	4249	1197.4 - 1297.2	7.8 - 8.5
182	2.1	4431	1097.6 - 1197.4	7.2 - 7.8
198	2.3	4629	997.8 - 1097.6	6.5 - 7.2
210	2.4	4839	898.0 - 997.8	5.9 - 6.5
219	2.5	5058	798.3 - 898.0	5.2 - 5.9
240	2.7	5297	698.5 - 798.3	4.6 - 5.2
265	3.0	5563	598.7 - 698.5	3.9 - 4.6
290	3.3	5853	498.9 - 598.7	3.3 - 3.9
316	3.6	6168	399.1 - 498.9	2.6 - 3.3
355	4.1	6523	299.3 - 399.1	2.0 - 2.6
415	4.7	6938	199.6 - 299.3	1.3 - 2.0
515	5.9	7454	99.8 - 199.6	0.7 - 1.3
896	10.2	8350	0.0 - 99.8	0.0 - 0.7
416	4.7	8766	0.0	0.0



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Scaling info

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN

Scaler settings

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
RIX correction	No RIX correction
Displacement height	from objects
Micro terrain flow model	IJmuiden meetmast

Site Data: IJmuiden meetmast

Obstacles:

All obstacles used

Roughness:

Terrain data files used in calculation:
\\pd-fs01.pondera.local\projecten\Extern\2021\721180 MER IJmuiden Ver\TO\WP\ROUGHNESSLINE_ONLINEDATA_8.wpo
Min X: 455,036, Max X: 618,072, Min Y: 5,798,539, Max Y: 5,955,605, Width: 163,036 m, Height: 157,066 m

Orography:

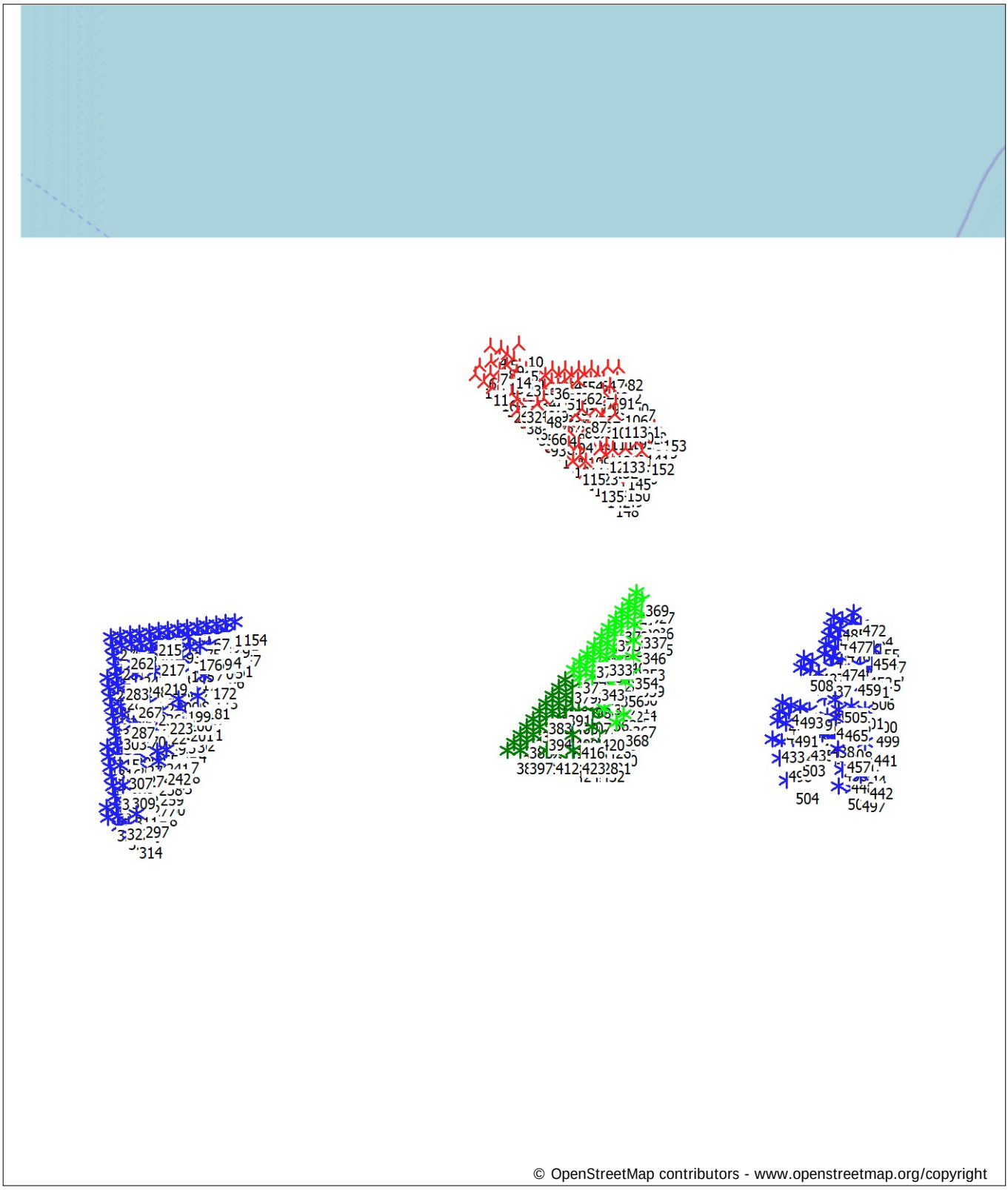
Terrain data files used in calculation:
\...\projecten\Extern\2021\721180 MER IJmuiden Ver\TO\WP\717029_LCOE 2020 RK30+_RECOVER001 04_03_2020 10_21_17_EMDGrid_1.wpg
Min X: 451,277, Max X: 645,237, Min Y: 5,745,198, Max Y: 5,944,667, Width: 193,960 m, Height: 199,469 m

Overall factor	1.0000
Overall offset	0.0000
By sector	No
By month	No
By hour	No
By wind speed	No

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
7-6-2023 14:42/3.6.361

PARK - Map

Calculation: 20230607 IJV - nulscenario - 153 WTG - incl. HKN



Map: Open Street Map 001 , Print scale 1:750,000, Map center Dutch Stereo-RD/NAP 2008 East: 31,047 North: 538,133

New WTG Existing WTG

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Setup
AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 30.7 years to 1 year: 0.033

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake
Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage
Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?)	Alpha (a)	Beta (ß)	Lambda (?)	Eta (?)
1.100	0.889	1.414	0.587	1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

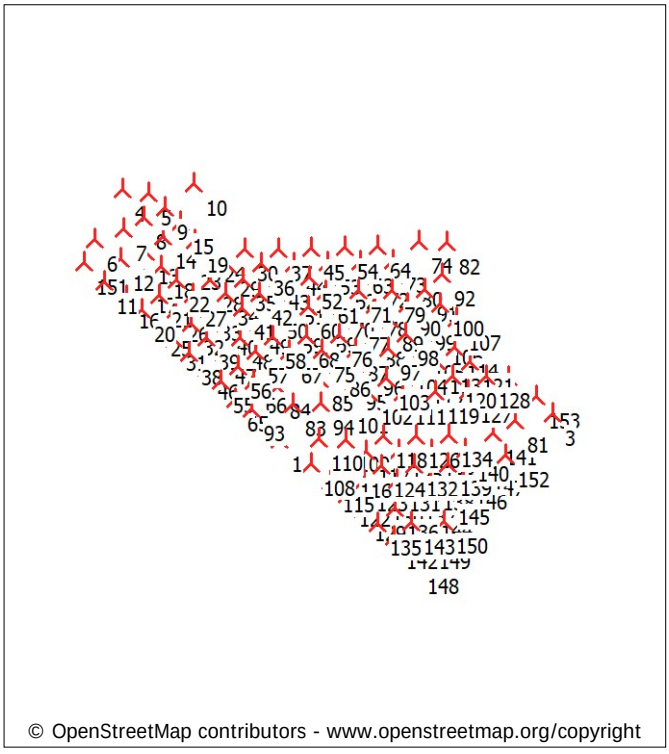
Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)

Scaler / wind data

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model	WAsP IBZ from Site Data
Used period	1-1-1989 - 31-8-2019 18:00:00
Meteo object(s)	KNMI IJV North 1, 10.00m - KNMI IJV North 2, 10.00m - KNMI IJV North 3, 10.00m - KNMI IJV North 4, 10.00m -
Horizontal interpolation	Take nearest
Displacement height	Omnidirectional from objects
WAsP version	WAsP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)
Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

		Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density							
From air density settings	[°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings	[hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density	[kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level	[%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



Scale 1:400,000

New WTG

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results¤) Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	Wind speed free [m/s]	Wind speed wake reduced [m/s]
Wind farm	9,272,071.7	12,490,639.2	25.8	46.1	60,601.8	4,040	10.2	8.6

¤) Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 153 new WTGs with total 2,295.0 MW rated power

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve Creator	Name	Annual Energy Result [MWh/y]	Wake loss [%]	Wind speed free [m/s]	reduced [m/s]
1	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,478.8	22.4	10.21	8.84
2	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,768.8	26.5	10.15	8.46
3	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,112.7	17.5	10.15	9.06
4	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,551.6	8.9	10.23	9.68
5	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,452.2	11.5	10.23	9.52
6	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,330.8	10.4	10.23	9.59
7	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,695.9	12.4	10.23	9.48
8	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,445.7	14.0	10.23	9.38
9	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,289.7	14.2	10.23	9.36
10	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,946.7	10.9	10.23	9.55
11	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,024.7	12.0	10.23	9.50
12	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,459.3	13.9	10.23	9.39
13	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,926.3	15.8	10.23	9.28
14	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,167.5	16.7	10.23	9.22
15	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,007.6	15.7	10.23	9.27
16	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,272.9	14.2	10.23	9.38
17	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,989.9	17.0	10.23	9.21
18	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,893.1	18.3	10.23	9.13
19	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,495.5	17.6	10.23	9.14

To be continued on next page...
*) Included in wake losses is influence from 1369 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Result	Wake loss	free	reduced
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]	[m/s]	[m/s]
20	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,104.5	15.6	10.23	9.29
21	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,448.0	18.8	10.23	9.10
22	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,692.6	19.8	10.23	9.04
23	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,112.5	19.3	10.23	9.07
24	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,654.9	18.5	10.21	9.09
25	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,370.9	16.5	10.23	9.24
26	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,578.7	19.9	10.23	9.03
27	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,606.6	21.1	10.23	8.96
28	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,367.4	21.3	10.21	8.93
29	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,825.7	20.7	10.21	8.95
30	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,569.0	18.6	10.21	9.07
31	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,657.8	17.4	10.23	9.18
32	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,860.0	20.8	10.23	8.98
33	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,549.9	22.3	10.21	8.87
34	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,014.7	22.9	10.21	8.83
35	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,399.7	22.5	10.21	8.85
36	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,179.9	21.5	10.21	8.90
37	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,390.3	18.8	10.21	9.05
38	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,069.7	18.1	10.23	9.14
39	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,029.0	21.7	10.21	8.91
40	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,773.4	23.2	10.21	8.81
41	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,191.1	23.9	10.21	8.77
42	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,252.6	23.9	10.21	8.77
43	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,670.0	23.3	10.21	8.79
44	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,834.7	21.9	10.21	8.87
45	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,208.3	19.0	10.21	9.03
46	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,307.9	18.9	10.21	9.07
47	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,437.9	22.4	10.21	8.87
48	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,143.1	24.0	10.21	8.77
49	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,496.5	24.8	10.21	8.72
50	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,339.4	25.0	10.21	8.70
51	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,539.6	24.7	10.21	8.71
52	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,226.3	23.9	10.21	8.76
53	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,541.3	22.3	10.21	8.84
54	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,081.0	19.2	10.21	9.02
55	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,844.0	19.5	10.21	9.04
56	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,079.3	22.8	10.21	8.84
57	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,946.2	24.2	10.21	8.75
58	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,020.9	25.4	10.21	8.68
59	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,663.5	25.8	10.21	8.65
60	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,593.6	25.9	10.21	8.64
61	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,894.9	25.5	10.21	8.66
62	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,796.2	24.4	10.21	8.72
63	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,320.8	22.6	10.21	8.82
64	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,129.7	19.1	10.21	9.01
65	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,820.9	19.5	10.21	9.02
66	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,898.7	23.1	10.21	8.82
67	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,089.1	25.3	10.21	8.69
68	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,869.9	26.8	10.21	8.59
69	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,473.2	27.3	10.21	8.55
70	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,547.7	27.2	10.21	8.55
71	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,115.9	26.5	10.21	8.59
72	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,213.4	25.1	10.21	8.66
73	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,324.8	22.5	10.21	8.80
74	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,498.5	17.4	10.21	9.10
75	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,832.6	29.3	10.21	8.42
76	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,701.5	29.4	10.21	8.41
77	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,666.8	30.7	10.21	8.32
78	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,377.6	31.0	10.21	8.27
79	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,490.7	28.5	10.21	8.44
80	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,014.9	26.6	10.21	8.53
81	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,807.5	26.5	10.15	8.50
82	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,296.7	16.5	10.21	9.15

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Result	Wake loss	free	reduced
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]	[m/s]	[m/s]
83	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	51,897.0	36.5	10.21	7.88
84	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,589.0	24.7	10.21	8.71
85	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,975.3	30.3	10.21	8.34
86	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,192.9	33.7	10.21	8.12
87	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,694.3	33.1	10.21	8.15
88	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,671.4	33.1	10.21	8.15
89	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,155.9	33.8	10.21	8.08
90	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,827.5	32.9	10.21	8.13
91	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,811.0	29.3	10.21	8.35
92	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,273.7	25.1	10.21	8.58
93	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,283.0	22.6	10.21	8.82
94	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	39,132.0	52.1	10.21	6.65
95	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,596.2	34.4	10.21	8.06
96	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,296.6	36.0	10.21	7.95
97	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,427.7	35.9	10.21	7.97
98	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,108.8	35.0	10.21	8.02
99	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,647.5	34.4	10.21	8.02
100	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,897.3	29.2	10.21	8.35
101	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,548.9	33.3	10.21	8.13
102	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,854.8	34.1	10.21	8.10
103	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,116.0	36.3	10.21	7.94
104	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	51,959.4	36.4	10.21	7.92
105	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,869.2	35.3	10.21	8.00
106	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,949.3	34.0	10.21	8.06
107	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,064.6	29.0	10.21	8.34
108	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,743.7	27.7	10.15	8.44
109	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,977.1	31.1	10.15	8.25
110	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,027.1	28.6	10.15	8.39
111	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,400.8	34.7	10.21	8.06
112	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	51,968.9	36.4	10.21	7.91
113	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,813.0	35.4	10.21	7.99
114	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,312.5	32.3	10.21	8.16
115	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,091.3	28.5	10.15	8.38
116	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,745.8	31.4	10.15	8.22
117	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,086.5	33.4	10.15	8.10
118	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,636.6	35.2	10.15	7.97
119	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,266.4	34.5	10.15	8.00
120	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,721.2	35.2	10.15	7.95
121	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,843.3	31.3	10.15	8.18
122	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	59,478.9	26.8	10.15	8.50
123	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,235.0	33.2	10.15	8.10
124	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,116.8	34.6	10.15	8.01
125	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,191.4	35.8	10.15	7.93
126	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,485.4	35.4	10.15	7.94
127	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,853.7	33.8	10.15	8.04
128	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,437.7	30.6	10.15	8.24
129	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,742.5	25.2	10.15	8.61
130	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,473.1	33.0	10.15	8.12
131	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,290.4	34.4	10.15	8.03
132	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,785.6	35.0	10.15	7.99
133	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	52,188.7	35.8	10.15	7.93
134	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,360.6	34.3	10.15	8.02
135	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,499.2	24.3	10.15	8.66
136	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,818.0	31.3	10.15	8.23
137	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,954.1	33.6	10.15	8.07
138	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,683.4	33.9	10.15	8.06
139	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	53,826.8	33.7	10.15	8.05
140	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	54,004.1	33.5	10.15	8.05
141	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	55,606.1	31.6	10.15	8.19
142	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,790.3	22.7	10.15	8.75
143	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	58,343.4	28.2	10.15	8.43
144	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,527.8	30.4	10.15	8.26
145	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	56,992.3	29.9	10.15	8.29

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve		Annual Energy		Wind speed	
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
146	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,363.0	29.4	10.15	8.34
147	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	57,456.1	29.4	10.15	8.33
148	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,882.9	16.4	10.15	9.14
149	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,343.2	23.3	10.15	8.73
150	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,493.6	23.1	10.15	8.74
151	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,723.9	10.0	10.23	9.62
152	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,795.0	22.8	10.15	8.75
153	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,691.7	21.7	10.15	8.78

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

		Dutch Stereo-RD / NAP 2008				Calculation period	
		X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
1	New	40,939	556,901	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)	1-1-1989	31-8-2019
2	New	53,651	559,967	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072)	1-1-1989	31-8-2019
3	New	56,038	557,934	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34073)	1-1-1989	31-8-2019
4	New	32,610	570,605	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34074)	1-1-1989	31-8-2019
5	New	34,062	570,330	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34075)	1-1-1989	31-8-2019
6	New	31,000	567,948	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34076)	1-1-1989	31-8-2019
7	New	32,631	568,469	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34077)	1-1-1989	31-8-2019
8	New	33,781	569,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34078)	1-1-1989	31-8-2019
9	New	34,910	569,542	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34079)	1-1-1989	31-8-2019
10	New	36,548	570,808	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34080)	1-1-1989	31-8-2019
11	New	31,519	565,657	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34081)	1-1-1989	31-8-2019
12	New	32,435	566,875	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34082)	1-1-1989	31-8-2019
13	New	33,794	567,192	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34083)	1-1-1989	31-8-2019
14	New	34,776	567,973	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34084)	1-1-1989	31-8-2019
15	New	35,757	568,755	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34085)	1-1-1989	31-8-2019
16	New	32,679	564,842	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34086)	1-1-1989	31-8-2019
17	New	33,661	565,623	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34087)	1-1-1989	31-8-2019
18	New	34,642	566,405	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34088)	1-1-1989	31-8-2019
19	New	36,551	567,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34089)	1-1-1989	31-8-2019
20	New	33,528	564,054	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34090)	1-1-1989	31-8-2019
21	New	34,509	564,835	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34091)	1-1-1989	31-8-2019
22	New	35,490	565,617	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34092)	1-1-1989	31-8-2019
23	New	36,122	566,816	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34093)	1-1-1989	31-8-2019
24	New	37,452	567,180	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34094)	1-1-1989	31-8-2019
25	New	34,376	563,266	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34095)	1-1-1989	31-8-2019
26	New	35,357	564,047	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34096)	1-1-1989	31-8-2019
27	New	36,338	564,829	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34097)	1-1-1989	31-8-2019
28	New	37,319	565,611	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34098)	1-1-1989	31-8-2019
29	New	38,300	566,393	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34099)	1-1-1989	31-8-2019
30	New	39,281	567,175	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34100)	1-1-1989	31-8-2019
31	New	35,224	562,478	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34101)	1-1-1989	31-8-2019
32	New	36,205	563,260	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34102)	1-1-1989	31-8-2019
33	New	37,186	564,041	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34103)	1-1-1989	31-8-2019
34	New	38,167	564,823	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34104)	1-1-1989	31-8-2019
35	New	39,147	565,605	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34105)	1-1-1989	31-8-2019
36	New	40,128	566,387	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34106)	1-1-1989	31-8-2019
37	New	41,109	567,170	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34107)	1-1-1989	31-8-2019
38	New	36,072	561,690	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34108)	1-1-1989	31-8-2019
39	New	37,053	562,472	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34109)	1-1-1989	31-8-2019
40	New	38,034	563,254	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34110)	1-1-1989	31-8-2019
41	New	39,014	564,036	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34111)	1-1-1989	31-8-2019
42	New	39,995	564,818	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34112)	1-1-1989	31-8-2019
43	New	40,975	565,600	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34113)	1-1-1989	31-8-2019
44	New	41,956	566,383	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34114)	1-1-1989	31-8-2019
45	New	42,936	567,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34115)	1-1-1989	31-8-2019
46	New	36,920	560,902	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34116)	1-1-1989	31-8-2019
47	New	37,901	561,684	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34117)	1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
48 New	38,881	562,466	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34118)	1-1-1989	31-8-2019
49 New	39,862	563,248	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34119)	1-1-1989	31-8-2019
50 New	40,842	564,031	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34120)	1-1-1989	31-8-2019
51 New	41,823	564,813	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34121)	1-1-1989	31-8-2019
52 New	42,803	565,596	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34122)	1-1-1989	31-8-2019
53 New	43,783	566,378	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34123)	1-1-1989	31-8-2019
54 New	44,763	567,161	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34124)	1-1-1989	31-8-2019
55 New	37,768	560,114	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34125)	1-1-1989	31-8-2019
56 New	38,749	560,896	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34126)	1-1-1989	31-8-2019
57 New	39,729	561,678	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34127)	1-1-1989	31-8-2019
58 New	40,710	562,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34128)	1-1-1989	31-8-2019
59 New	41,690	563,243	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34129)	1-1-1989	31-8-2019
60 New	42,670	564,026	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34130)	1-1-1989	31-8-2019
61 New	43,650	564,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34131)	1-1-1989	31-8-2019
62 New	44,630	565,591	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34132)	1-1-1989	31-8-2019
63 New	45,610	566,374	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34133)	1-1-1989	31-8-2019
64 New	46,590	567,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34134)	1-1-1989	31-8-2019
65 New	38,532	559,138	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34135)	1-1-1989	31-8-2019
66 New	39,597	560,108	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34136)	1-1-1989	31-8-2019
67 New	41,557	561,673	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34137)	1-1-1989	31-8-2019
68 New	42,537	562,456	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34138)	1-1-1989	31-8-2019
69 New	43,517	563,239	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34139)	1-1-1989	31-8-2019
70 New	44,497	564,022	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34140)	1-1-1989	31-8-2019
71 New	45,477	564,806	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34141)	1-1-1989	31-8-2019
72 New	46,456	565,589	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34142)	1-1-1989	31-8-2019
73 New	47,436	566,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34143)	1-1-1989	31-8-2019
74 New	48,841	567,367	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34144)	1-1-1989	31-8-2019
75 New	43,385	561,668	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34145)	1-1-1989	31-8-2019
76 New	44,365	562,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34146)	1-1-1989	31-8-2019
77 New	45,344	563,235	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34147)	1-1-1989	31-8-2019
78 New	46,324	564,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34148)	1-1-1989	31-8-2019
79 New	47,303	564,802	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34149)	1-1-1989	31-8-2019
80 New	48,283	565,586	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34150)	1-1-1989	31-8-2019
81 New	53,959	557,634	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34151)	1-1-1989	31-8-2019
82 New	50,405	567,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34152)	1-1-1989	31-8-2019
83 New	41,711	558,774	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34153)	1-1-1989	31-8-2019
84 New	40,904	559,740	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34154)	1-1-1989	31-8-2019
85 New	43,252	560,098	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34155)	1-1-1989	31-8-2019
86 New	44,232	560,881	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34156)	1-1-1989	31-8-2019
87 New	45,212	561,665	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34157)	1-1-1989	31-8-2019
88 New	46,192	562,448	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34158)	1-1-1989	31-8-2019
89 New	47,171	563,231	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34159)	1-1-1989	31-8-2019
90 New	48,151	564,015	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34160)	1-1-1989	31-8-2019
91 New	49,130	564,799	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34161)	1-1-1989	31-8-2019
92 New	50,109	565,583	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34162)	1-1-1989	31-8-2019
93 New	39,450	558,590	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34163)	1-1-1989	31-8-2019
94 New	43,252	558,828	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34164)	1-1-1989	31-8-2019
95 New	45,080	560,094	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34165)	1-1-1989	31-8-2019
96 New	46,059	560,878	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34166)	1-1-1989	31-8-2019
97 New	47,039	561,661	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34167)	1-1-1989	31-8-2019
98 New	48,018	562,445	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34168)	1-1-1989	31-8-2019
99 New	48,997	563,229	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34169)	1-1-1989	31-8-2019
100 New	49,977	564,013	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34170)	1-1-1989	31-8-2019
101 New	44,599	558,865	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34171)	1-1-1989	31-8-2019
102 New	45,927	559,307	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34172)	1-1-1989	31-8-2019
103 New	46,907	560,090	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34173)	1-1-1989	31-8-2019
104 New	47,886	560,874	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34174)	1-1-1989	31-8-2019
105 New	48,865	561,658	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34175)	1-1-1989	31-8-2019
106 New	49,844	562,442	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34176)	1-1-1989	31-8-2019
107 New	50,823	563,227	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34177)	1-1-1989	31-8-2019
108 New	42,651	555,580	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34178)	1-1-1989	31-8-2019
109 New	44,601	556,811	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34179)	1-1-1989	31-8-2019
110 New	43,115	556,921	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34180)	1-1-1989	31-8-2019
111 New	47,754	559,303	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34181)	1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Main Result

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

		Dutch Stereo-RD / NAP 2008				Calculation period	
		X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
112	New	48,733	560,087	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34182)	1-1-1989	31-8-2019
113	New	49,712	560,871	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34183)	1-1-1989	31-8-2019
114	New	50,691	561,656	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34184)	1-1-1989	31-8-2019
115	New	43,705	554,597	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34185)	1-1-1989	31-8-2019
116	New	44,684	555,381	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34186)	1-1-1989	31-8-2019
117	New	45,664	556,164	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34187)	1-1-1989	31-8-2019
118	New	46,643	556,948	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34188)	1-1-1989	31-8-2019
119	New	49,581	559,300	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34189)	1-1-1989	31-8-2019
120	New	50,560	560,084	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34190)	1-1-1989	31-8-2019
121	New	51,538	560,869	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34191)	1-1-1989	31-8-2019
122	New	44,553	553,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34192)	1-1-1989	31-8-2019
123	New	45,532	554,593	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34193)	1-1-1989	31-8-2019
124	New	46,512	555,377	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34194)	1-1-1989	31-8-2019
125	New	47,491	556,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34195)	1-1-1989	31-8-2019
126	New	48,470	556,944	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34196)	1-1-1989	31-8-2019
127	New	51,407	559,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34197)	1-1-1989	31-8-2019
128	New	52,385	560,082	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34198)	1-1-1989	31-8-2019
129	New	45,401	553,021	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34199)	1-1-1989	31-8-2019
130	New	46,380	553,805	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34200)	1-1-1989	31-8-2019
131	New	47,359	554,589	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34201)	1-1-1989	31-8-2019
132	New	48,338	555,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34202)	1-1-1989	31-8-2019
133	New	49,318	556,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34203)	1-1-1989	31-8-2019
134	New	50,296	556,941	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34204)	1-1-1989	31-8-2019
135	New	46,249	552,233	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34205)	1-1-1989	31-8-2019
136	New	47,228	553,017	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34206)	1-1-1989	31-8-2019
137	New	48,207	553,801	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34207)	1-1-1989	31-8-2019
138	New	49,186	554,585	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34208)	1-1-1989	31-8-2019
139	New	50,165	555,370	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34209)	1-1-1989	31-8-2019
140	New	51,144	556,154	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34210)	1-1-1989	31-8-2019
141	New	52,692	556,975	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34211)	1-1-1989	31-8-2019
142	New	47,097	551,445	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34212)	1-1-1989	31-8-2019
143	New	48,076	552,229	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34213)	1-1-1989	31-8-2019
144	New	49,055	553,013	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34214)	1-1-1989	31-8-2019
145	New	50,034	553,798	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34215)	1-1-1989	31-8-2019
146	New	51,013	554,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34216)	1-1-1989	31-8-2019
147	New	51,991	555,367	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34217)	1-1-1989	31-8-2019
148	New	48,242	550,112	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34218)	1-1-1989	31-8-2019
149	New	48,924	551,441	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34219)	1-1-1989	31-8-2019
150	New	49,903	552,226	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34220)	1-1-1989	31-8-2019
151	New	30,399	566,699	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34221)	1-1-1989	31-8-2019
152	New	53,367	555,777	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34222)	1-1-1989	31-8-2019
153	New	55,163	558,917	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34223)	1-1-1989	31-8-2019

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Setup
AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 30.7 years to 1 year: 0.033

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake
Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage
Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?)	Alpha (a)	Beta (ß)	Lambda (?)	Eta (?)
1.100	0.889	1.414	0.587	1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

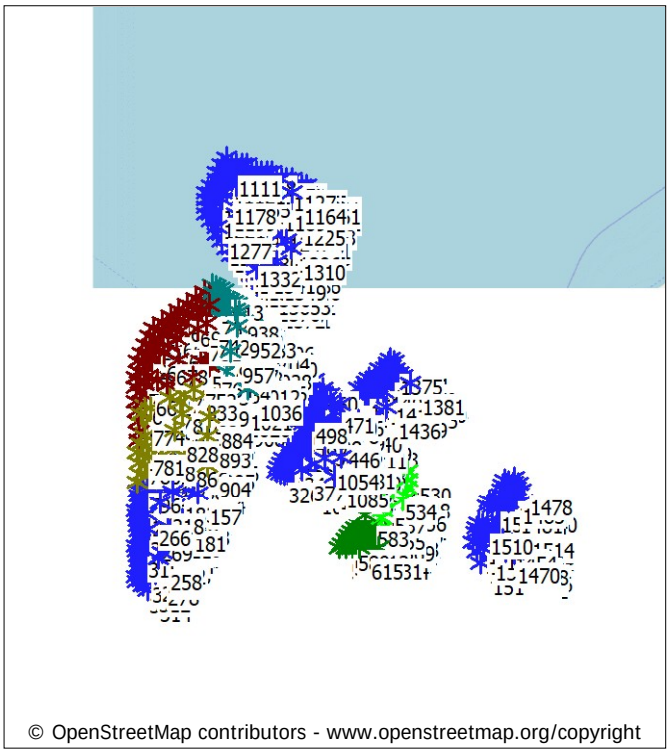
Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)

Scaler / wind data

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model	WAsP IBZ from Site Data
Used period	1-1-1989 - 31-8-2019 18:00:00
Meteo object(s)	KNMI IJV North 1, 10.00m - KNMI IJV North 2, 10.00m - KNMI IJV North 3, 10.00m - KNMI IJV North 4, 10.00m -
Horizontal interpolation	Take nearest
Displacement height	Omnidirectional from objects
WAsP version	WAsP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All existing WTGs)
Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

		Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density							
From air density settings	[°C]	8.7	8.9	8.8			
From air density settings	[hPa]	995.0	999.0	995.7			
Resulting air density	[kg/m³]	1.230	1.234	1.230			
Relative to 15°C at sea level	[%]	100.4	100.7	100.4	0.2	0.0	0.2



Calculated Annual Energy for reference WTGs

Calculated prod. without new WTGs	GROSS (no loss) Free WTGs	Wake loss	Specific results Capacity factor	Specific results Mean WTG result	Full load hours	Wind speed free	Wind speed wake reduced	Actual wind corrected energy	Goodness Factor
[MWh/y]	[MWh/y]	[%]	[%]	[MWh/y]	[Hours/year]	[m/s]	[m/s]	[MWh/y]	[%]
86,997,098.8	101,674,350.9	15.7	52.6	63,547.9	4,610	10.2	9.3	0.0	

Calculated Annual Energy for each of 1369 reference WTGs with total 18,869.7 MW rated power

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Power curve Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
154	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,955.4	0
155	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,199.5	0
156	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,532.1	0
157	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,964.3	0
158	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,023.0	0
159	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,075.8	0
160	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,324.2	0
161	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,846.4	0
162	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,934.5	0
163	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,870.6	0
164	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,008.3	0
165	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,278.8	0
166	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,793.8	0
167	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,624.7	0
168	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,716.9	0
169	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,846.3	0
170	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,006.1	0
171	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,263.7	0
172	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,672.9	0
173	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,129.0	0
174	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,659.0	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
175	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,690.7	0
176	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,753.6	0
177	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,869.2	0
178	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,032.9	0
179	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,239.6	0
180	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,522.9	0
181	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,032.6	0
182	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,812.9	0
183	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,710.5	0
184	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,749.4	0
185	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,824.6	0
186	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,931.7	0
187	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,070.8	0
188	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,252.6	0
189	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,519.5	0
190	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,935.2	0
191	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,408.6	0
192	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,669.2	0
193	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,729.6	0
194	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,792.4	0
195	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,842.3	0
196	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,916.2	0
197	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,012.5	0
198	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,138.2	0
199	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,305.1	0
200	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,524.1	0
201	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,821.0	0
202	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,372.6	0
203	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,644.0	0
204	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,841.2	0
205	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,884.6	0
206	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,925.4	0
207	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,977.1	0
208	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,039.9	0
209	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,128.7	0
210	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,240.8	0
211	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,385.9	0
212	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,578.6	0
213	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,870.2	0
214	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,393.7	0
215	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,120.0	0
216	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,056.1	0
217	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,061.9	0
218	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,066.0	0
219	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,098.1	0
220	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,140.3	0
221	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,199.0	0
222	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,273.5	0
223	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,374.4	0
224	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,506.2	0
225	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,686.4	0
226	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,950.7	0
227	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,359.2	0
228	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,810.6	0
229	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,206.1	0
230	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,251.6	0
231	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,285.8	0
232	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,288.6	0
233	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,296.8	0
234	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,313.4	0
235	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,346.2	0
236	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,395.6	0
237	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,461.0	0
238	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,550.1	0
239	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,666.4	0
240	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,825.0	0
241	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,027.8	0
242	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,303.9	0
243	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,806.8	0
244	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	34,585.3	0
245	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,610.2	0
246	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,635.9	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type							Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor	
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]	
247	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,613.5		0
248	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,595.7		0
249	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,583.1		0
250	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,594.4		0
251	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,616.7		0
252	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,653.5		0
253	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,704.4		0
254	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,773.4		0
255	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,870.8		0
256	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,993.2		0
257	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,163.4		0
258	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,422.0		0
259	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,828.2		0
260	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,295.6		0
261	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,235.9		0
262	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,254.5		0
263	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,197.5		0
264	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,094.1		0
265	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,016.9		0
266	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,969.7		0
267	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,956.8		0
268	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,961.1		0
269	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,970.4		0
270	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	35,988.1		0
271	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,010.7		0
272	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,056.6		0
273	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,124.3		0
274	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,226.7		0
275	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,374.9		0
276	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,581.1		0
277	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,871.4		0
278	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,428.9		0
279	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,361.6		0
280	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,235.9		0
281	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,165.6		0
282	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,950.3		0
283	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,661.8		0
284	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,539.4		0
285	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,504.4		0
286	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,497.9		0
287	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,493.6		0
288	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,467.8		0
289	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,423.1		0
290	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,401.0		0
291	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,411.2		0
292	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,465.5		0
293	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,546.6		0
294	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,666.3		0
295	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,845.5		0
296	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,148.4		0
297	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,711.7		0
298	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,677.9		0
299	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,490.6		0
300	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,451.9		0
301	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,443.2		0
302	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,436.8		0
303	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,403.5		0
304	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,230.9		0
305	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,988.2		0
306	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,911.3		0
307	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,927.3		0
308	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	36,971.7		0
309	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,022.2		0
310	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,094.6		0
311	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,267.8		0
312	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,602.7		0
313	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,221.7		0
314	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,897.9		0
315	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,958.3		0
316	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,809.3		0
317	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,809.0		0
318	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,838.6		0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
319	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,859.9	0
320	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,775.0	0
321	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,683.1	0
322	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	37,950.7	0
323	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,512.5	0
324	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,505.4	0
325	No	PONDERA VESTAS	V164-8.0MW-8,000	8,000	166.0	117.0	USER	Level 0 - Document no.: 0011-5675 V12	38,591.1	0
326	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,580.1	0
327	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,759.8	0
328	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,815.3	0
329	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,227.8	0
330	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,849.0	0
331	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,575.8	0
332	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,413.7	0
333	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,284.1	0
334	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,331.6	0
335	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,867.7	0
336	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,858.0	0
337	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,578.5	0
338	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,153.5	0
339	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,936.5	0
340	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,187.0	0
341	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,690.8	0
342	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,352.8	0
343	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,116.3	0
344	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,003.2	0
345	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,287.7	0
346	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,834.5	0
347	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,090.9	0
348	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,726.9	0
349	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,664.0	0
350	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,048.7	0
351	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,668.6	0
352	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,450.1	0
353	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,374.6	0
354	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,600.3	0
355	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,108.4	0
356	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,227.2	0
357	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,278.2	0
358	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,763.6	0
359	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,820.5	0
360	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,213.3	0
361	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,812.1	0
362	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,595.1	0
363	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,254.5	0
364	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,343.7	0
365	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,401.0	0
366	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,823.2	0
367	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,754.6	0
368	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,155.4	0
369	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,143.9	0
370	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,471.7	0
371	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,030.2	0
372	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,721.6	0
373	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,651.6	0
374	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,854.1	0
375	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,549.7	0
376	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,427.8	0
377	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,783.2	0
378	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,735.1	0
379	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,018.4	0
380	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,536.0	0
381	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,236.7	0
382	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,103.5	0
383	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,235.5	0
384	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,504.4	0
385	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,357.6	0
386	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,681.4	0
387	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,601.0	0
388	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,855.0	0
389	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,347.6	0
390	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,031.1	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs [MWh/y]	Goodness Factor [%]
391	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,895.0	0
392	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,836.7	0
393	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,109.4	0
394	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,001.5	0
395	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,667.0	0
396	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,611.7	0
397	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,375.3	0
398	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,305.8	0
399	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,186.1	0
400	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,651.0	0
401	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,555.3	0
402	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,240.0	0
403	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,386.4	0
404	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,487.2	0
405	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,742.6	0
406	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,894.3	0
407	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,359.6	0
408	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,879.2	0
409	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,455.0	0
410	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,880.1	0
411	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,311.1	0
412	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,083.8	0
413	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,820.4	0
414	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,720.2	0
415	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,548.9	0
416	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,805.8	0
417	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,478.5	0
418	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,215.7	0
419	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,432.3	0
420	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,563.1	0
421	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,867.8	0
422	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,151.4	0
423	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,692.9	0
424	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,312.9	0
425	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,246.6	0
426	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,679.7	0
427	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,211.5	0
428	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,068.8	0
429	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,672.1	0
430	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,439.9	0
431	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,020.1	0
432	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,105.9	0
433	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,840.4	0
434	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,753.9	0
435	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,247.3	0
436	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,536.2	0
437	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,029.7	0
438	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,418.7	0
439	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,733.5	0
440	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,400.2	0
441	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,395.4	0
442	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,652.0	0
443	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,278.0	0
444	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,612.6	0
445	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,178.0	0
446	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,838.2	0
447	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,393.3	0
448	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,189.5	0
449	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,077.1	0
450	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,144.2	0
451	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,467.3	0
452	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,668.5	0
453	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,052.6	0
454	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,638.8	0
455	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,149.1	0
456	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,177.4	0
457	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,348.2	0
458	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,397.7	0
459	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,454.4	0
460	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,335.9	0
461	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,817.1	0
462	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,671.7	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
463	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,477.0	0
464	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,854.4	0
465	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,231.6	0
466	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,124.3	0
467	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,847.8	0
468	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,061.0	0
469	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,429.4	0
470	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,694.3	0
471	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,323.9	0
472	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,817.0	0
473	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,120.7	0
474	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,587.6	0
475	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,870.8	0
476	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,409.3	0
477	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,679.3	0
478	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,493.0	0
479	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,590.7	0
480	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,187.2	0
481	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,867.8	0
482	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	60,784.7	0
483	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,289.9	0
484	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,091.1	0
485	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,708.1	0
486	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,835.3	0
487	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,187.6	0
488	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,452.8	0
489	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,420.3	0
490	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,292.8	0
491	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,668.9	0
492	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,422.0	0
493	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,398.0	0
494	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,531.1	0
495	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,258.8	0
496	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,283.1	0
497	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,518.6	0
498	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,979.5	0
499	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,318.7	0
500	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,339.4	0
501	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,806.0	0
502	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,877.5	0
503	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,921.9	0
504	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,595.5	0
505	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,156.9	0
506	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,089.4	0
507	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,301.0	0
508	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,966.7	0
509	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,891.2	0
510	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,759.6	0
511	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,175.7	0
512	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,157.7	0
513	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,198.5	0
514	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,478.1	0
515	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,363.4	0
516	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,783.8	0
517	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,970.8	0
518	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,675.9	0
519	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,817.0	0
520	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,055.8	0
521	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,146.1	0
522	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,619.3	0
523	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,389.2	0
524	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,579.1	0
525	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,336.0	0
526	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,201.7	0
527	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,941.6	0
528	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,992.3	0
529	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,754.1	0
530	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,318.9	0
531	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,870.5	0
532	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,005.8	0
533	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,466.8	0
534	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,132.1	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
535	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,885.7	0
536	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,718.3	0
537	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,662.5	0
538	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,655.0	0
539	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,212.2	0
540	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,965.3	0
541	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,144.8	0
542	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,707.2	0
543	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,365.9	0
544	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,120.0	0
545	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,985.1	0
546	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,925.5	0
547	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,149.3	0
548	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,878.0	0
549	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,804.4	0
550	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,009.6	0
551	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,378.1	0
552	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,994.8	0
553	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,791.6	0
554	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,672.1	0
555	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,813.3	0
556	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,051.3	0
557	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,982.3	0
558	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,321.7	0
559	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,020.2	0
560	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,821.1	0
561	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,927.5	0
562	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,370.1	0
563	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,452.3	0
564	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,801.5	0
565	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,330.6	0
566	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,366.9	0
567	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,232.1	0
568	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,377.9	0
569	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,234.7	0
570	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,287.0	0
571	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,214.0	0
572	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,506.5	0
573	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,311.4	0
574	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,712.9	0
575	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,294.9	0
576	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,999.5	0
577	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,819.3	0
578	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,681.0	0
579	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,586.4	0
580	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,071.0	0
581	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,034.5	0
582	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,998.0	0
583	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,001.7	0
584	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,204.5	0
585	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,490.0	0
586	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,843.0	0
587	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,284.3	0
588	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,834.2	0
589	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,577.1	0
590	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,591.8	0
591	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,466.2	0
592	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,821.7	0
593	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,802.9	0
594	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,023.6	0
595	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,354.0	0
596	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,783.6	0
597	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,360.4	0
598	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,155.6	0
599	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,330.9	0
600	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,505.2	0
601	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,931.2	0
602	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,952.8	0
603	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,230.0	0
604	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,637.2	0
605	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,192.2	0
606	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,005.3	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
607	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,192.4	0
608	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,471.7	0
609	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,641.3	0
610	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,699.3	0
611	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,033.2	0
612	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,558.9	0
613	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,313.4	0
614	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,499.8	0
615	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,742.5	0
616	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,776.8	0
617	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,874.8	0
618	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,284.4	0
619	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,919.7	0
620	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,975.0	0
621	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,054.0	0
622	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,323.6	0
623	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,456.3	0
624	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,924.4	0
625	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,708.4	0
626	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,995.8	0
627	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,569.5	0
628	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,608.3	0
629	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,691.8	0
630	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,053.3	0
631	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,029.0	0
632	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,118.9	0
633	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,735.2	0
634	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,057.8	0
635	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,654.4	0
636	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,128.1	0
637	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,140.6	0
638	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,254.0	0
639	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,854.4	0
640	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,731.9	0
641	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,735.7	0
642	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,963.0	0
643	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,363.7	0
644	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,686.8	0
645	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,280.0	0
646	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,134.2	0
647	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,130.1	0
648	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,340.9	0
649	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,263.2	0
650	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,615.3	0
651	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,955.9	0
652	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,643.1	0
653	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,364.1	0
654	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,225.7	0
655	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,209.6	0
656	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,357.8	0
657	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,793.7	0
658	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,907.1	0
659	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,075.8	0
660	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,970.7	0
661	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,739.3	0
662	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,246.8	0
663	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,935.9	0
664	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,700.7	0
665	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,569.1	0
666	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,545.1	0
667	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,638.9	0
668	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,905.4	0
669	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,464.9	0
670	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,653.7	0
671	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,945.0	0
672	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,606.7	0
673	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,797.1	0
674	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,148.7	0
675	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,707.1	0
676	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,411.4	0
677	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,188.7	0
678	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,061.5	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
679	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,017.9	0
680	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,078.1	0
681	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,249.0	0
682	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,597.5	0
683	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,210.0	0
684	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,434.0	0
685	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,242.9	0
686	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,682.2	0
687	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,273.0	0
688	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,992.4	0
689	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,782.7	0
690	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,655.2	0
691	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,595.9	0
692	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,616.1	0
693	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,733.0	0
694	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,962.3	0
695	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,345.5	0
696	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,993.6	0
697	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,219.1	0
698	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,297.0	0
699	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,917.1	0
700	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,667.5	0
701	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,457.2	0
702	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,322.8	0
703	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,249.6	0
704	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,245.1	0
705	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,306.3	0
706	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,466.2	0
707	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,713.8	0
708	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,127.9	0
709	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,753.5	0
710	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,860.1	0
711	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,891.4	0
712	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,639.6	0
713	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,416.6	0
714	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,194.9	0
715	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,049.0	0
716	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,954.2	0
717	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,919.5	0
718	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,945.4	0
719	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,048.0	0
720	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,212.6	0
721	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,479.3	0
722	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,791.6	0
723	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,213.0	0
724	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,750.8	0
725	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,279.4	0
726	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,993.2	0
727	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,826.2	0
728	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,706.3	0
729	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,634.5	0
730	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,624.3	0
731	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,697.1	0
732	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,777.9	0
733	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,910.4	0
734	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,081.8	0
735	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,328.7	0
736	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,856.6	0
737	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,639.8	0
738	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,487.7	0
739	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,379.4	0
740	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,321.8	0
741	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,366.2	0
742	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,374.0	0
743	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,467.1	0
744	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,288.5	0
745	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,759.1	0
746	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,486.6	0
747	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,286.0	0
748	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,141.4	0
749	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,038.5	0
750	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,021.9	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
751	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,050.3	0
752	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,837.1	0
753	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,374.3	0
754	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,114.2	0
755	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,929.5	0
756	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,731.6	0
757	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,630.6	0
758	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,316.5	0
759	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,945.4	0
760	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,713.1	0
761	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,408.6	0
762	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,111.7	0
763	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,736.1	0
764	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,685.1	0
765	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,429.5	0
766	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	65,967.1	0
767	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,295.3	0
768	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,114.0	0
769	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,046.9	0
770	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	65,448.0	0
771	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,852.8	0
772	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,947.2	0
773	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,936.3	0
774	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,892.0	0
775	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,929.4	0
776	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,991.9	0
777	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,294.4	0
778	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,727.7	0
779	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,039.0	0
780	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,690.7	0
781	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,548.9	0
782	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,842.6	0
783	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,344.8	0
784	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,816.5	0
785	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,350.7	0
786	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,845.9	0
787	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,091.7	0
788	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,463.8	0
789	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,408.7	0
790	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,764.8	0
791	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,045.4	0
792	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,448.3	0
793	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,040.0	0
794	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,620.1	0
795	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,175.1	0
796	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	73,574.1	0
797	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,997.8	0
798	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	72,208.5	0
799	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,600.1	0
800	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,195.0	0
801	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,123.6	0
802	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,624.1	0
803	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,165.6	0
804	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,810.5	0
805	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,493.3	0
806	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,206.9	0
807	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,070.5	0
808	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,678.0	0
809	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,642.4	0
810	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	71,330.8	0
811	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,975.3	0
812	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,683.3	0
813	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,438.0	0
814	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,197.1	0
815	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,914.3	0
816	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,618.6	0
817	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,357.7	0
818	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,089.3	0
819	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,799.5	0
820	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,318.1	0
821	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,084.1	0
822	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,697.1	0

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
823	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,686.4	0
824	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,508.2	0
825	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,297.4	0
826	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,092.9	0
827	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,909.1	0
828	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,733.0	0
829	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,503.2	0
830	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,257.5	0
831	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,988.3	0
832	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,706.5	0
833	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,408.6	0
834	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,019.2	0
835	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,794.8	0
836	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,159.7	0
837	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,135.2	0
838	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,013.6	0
839	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,863.8	0
840	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,733.0	0
841	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,642.2	0
842	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,620.6	0
843	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,247.0	0
844	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,955.1	0
845	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,670.7	0
846	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,393.7	0
847	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,992.7	0
848	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,346.0	0
849	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,013.9	0
850	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,718.6	0
851	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,852.8	0
852	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,803.6	0
853	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,696.4	0
854	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,603.3	0
855	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,592.5	0
856	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,468.1	0
857	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,987.3	0
858	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,683.3	0
859	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,368.4	0
860	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,985.9	0
861	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,450.7	0
862	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	66,216.4	0
863	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,270.9	0
864	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,630.6	0
865	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,682.3	0
866	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,626.6	0
867	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,571.6	0
868	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,589.0	0
869	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,811.2	0
870	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,490.4	0
871	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,081.4	0
872	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,732.3	0
873	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,390.9	0
874	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,004.7	0
875	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	67,531.5	0
876	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,319.5	0
877	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,488.1	0
878	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,641.0	0
879	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,630.5	0
880	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,595.7	0
881	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,602.9	0
882	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,617.9	0
883	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,573.7	0
884	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,429.7	0
885	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,901.8	0
886	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,445.0	0
887	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,074.1	0
888	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,464.8	0
889	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,711.0	0
890	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,745.8	0
891	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,741.9	0
892	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,776.5	0
893	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,840.0	0
894	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,073.7	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
895	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,353.5	0
896	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	68,636.0	0
897	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,251.2	0
898	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	69,968.5	0
899	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,052.0	0
900	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,056.8	0
901	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,136.9	0
902	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,458.7	0
903	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,750.5	0
904	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,787.2	0
905	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,793.3	0
906	No	Siemens Gamesa	SG 14.0-236-14,700	14,700	236.0	150.0	USER	Power Curve Rev 2-1 + HWRT + PB + LEP Mode 1	70,924.7	0
907	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,960.1	0
908	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,432.6	0
909	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,101.7	0
910	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,028.2	0
911	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,134.6	0
912	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,074.7	0
913	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,104.3	0
914	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,615.6	0
915	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,005.6	0
916	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,433.9	0
917	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,933.8	0
918	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,104.6	0
919	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,325.7	0
920	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,256.3	0
921	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,135.8	0
922	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,757.3	0
923	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,814.0	0
924	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,573.7	0
925	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,845.9	0
926	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,021.2	0
927	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,181.2	0
928	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,356.7	0
929	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,054.2	0
930	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,095.5	0
931	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,632.9	0
932	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,939.3	0
933	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,653.0	0
934	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,846.7	0
935	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,548.1	0
936	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,543.9	0
937	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,810.5	0
938	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,606.0	0
939	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,321.5	0
940	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,576.5	0
941	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,727.3	0
942	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,227.8	0
943	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,087.3	0
944	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,195.6	0
945	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,620.7	0
946	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,756.1	0
947	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,663.4	0
948	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,622.5	0
949	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,133.3	0
950	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,823.0	0
951	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,818.2	0
952	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,031.1	0
953	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,627.4	0
954	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,966.1	0
955	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,385.2	0
956	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,630.1	0
957	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,081.4	0
958	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,777.5	0
959	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,611.0	0
960	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,681.5	0
961	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,018.8	0
962	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,736.6	0
963	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,208.5	0
964	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,563.4	0
965	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,964.9	0
966	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,221.9	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
967	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,781.3	0
968	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,588.0	0
969	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,525.0	0
970	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,696.6	0
971	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,113.0	0
972	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,049.0	0
973	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,881.8	0
974	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,155.0	0
975	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,508.3	0
976	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,542.9	0
977	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,011.1	0
978	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,722.9	0
979	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,535.1	0
980	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,566.4	0
981	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,801.0	0
982	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,326.9	0
983	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,515.4	0
984	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,610.0	0
985	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,963.5	0
986	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,992.0	0
987	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,365.0	0
988	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,987.1	0
989	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,778.5	0
990	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,683.4	0
991	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,762.5	0
992	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,093.5	0
993	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,758.5	0
994	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,122.7	0
995	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,093.0	0
996	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,481.8	0
997	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,468.2	0
998	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,835.2	0
999	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,434.8	0
1000	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,176.8	0
1001	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,068.9	0
1002	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,049.7	0
1003	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,175.9	0
1004	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,640.5	0
1005	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,413.1	0
1006	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,130.8	0
1007	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,756.9	0
1008	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,128.5	0
1009	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,101.1	0
1010	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,428.0	0
1011	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,966.5	0
1012	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,763.7	0
1013	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,672.7	0
1014	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,650.9	0
1015	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,691.3	0
1016	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,914.1	0
1017	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,430.9	0
1018	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,712.2	0
1019	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,773.9	0
1020	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,019.7	0
1021	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,001.2	0
1022	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,271.7	0
1023	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,809.8	0
1024	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,510.9	0
1025	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,498.1	0
1026	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,882.6	0
1027	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,032.7	0
1028	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,149.7	0
1029	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,385.1	0
1030	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,051.4	0
1031	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,573.7	0
1032	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,378.6	0
1033	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,566.4	0
1034	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,904.7	0
1035	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,400.6	0
1036	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,033.0	0
1037	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,831.5	0
1038	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,977.7	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1039	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,453.2	0
1040	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,298.1	0
1041	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,628.2	0
1042	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,561.2	0
1043	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,832.4	0
1044	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,344.6	0
1045	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,004.3	0
1046	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,782.5	0
1047	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,506.8	0
1048	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,067.2	0
1049	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,958.8	0
1050	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,315.7	0
1051	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,269.0	0
1052	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,587.0	0
1053	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,132.6	0
1054	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,797.9	0
1055	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,580.9	0
1056	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,434.1	0
1057	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,058.6	0
1058	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,987.9	0
1059	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,380.4	0
1060	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,358.7	0
1061	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,690.8	0
1062	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,244.8	0
1063	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,946.9	0
1064	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,720.7	0
1065	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,614.2	0
1066	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,163.0	0
1067	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,029.8	0
1068	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,477.7	0
1069	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,511.3	0
1070	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,865.8	0
1071	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,468.0	0
1072	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,191.0	0
1073	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,114.4	0
1074	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,370.1	0
1075	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,319.8	0
1076	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,761.8	0
1077	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,801.8	0
1078	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,239.7	0
1079	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,889.3	0
1080	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,705.6	0
1081	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,642.2	0
1082	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,656.8	0
1083	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,737.4	0
1084	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,283.2	0
1085	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,395.7	0
1086	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,834.8	0
1087	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,496.8	0
1088	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,282.2	0
1089	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,151.0	0
1090	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,140.5	0
1091	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,404.8	0
1092	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,046.0	0
1093	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,242.2	0
1094	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,742.8	0
1095	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,418.9	0
1096	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,203.8	0
1097	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,999.1	0
1098	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,297.2	0
1099	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,951.9	0
1100	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,837.7	0
1101	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,150.7	0
1102	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,723.1	0
1103	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,436.6	0
1104	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,231.4	0
1105	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,985.2	0
1106	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	77,239.0	0
1107	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,709.8	0
1108	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,310.9	0
1109	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,405.8	0
1110	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,723.9	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1111	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,363.0	0
1112	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,083.2	0
1113	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,781.4	0
1114	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,114.8	0
1115	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,882.6	0
1116	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,706.8	0
1117	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,510.0	0
1118	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,295.1	0
1119	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,309.9	0
1120	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,555.3	0
1121	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,977.7	0
1122	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,754.7	0
1123	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,945.0	0
1124	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,164.1	0
1125	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,669.0	0
1126	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,782.7	0
1127	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,297.6	0
1128	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,844.9	0
1129	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,369.0	0
1130	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,088.6	0
1131	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,949.0	0
1132	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,905.0	0
1133	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,891.9	0
1134	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,987.8	0
1135	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,167.5	0
1136	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,482.2	0
1137	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,939.0	0
1138	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,641.0	0
1139	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,708.2	0
1140	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,695.4	0
1141	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,333.6	0
1142	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,037.8	0
1143	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,201.2	0
1144	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,441.7	0
1145	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,916.9	0
1146	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,568.1	0
1147	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,290.3	0
1148	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,104.1	0
1149	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,971.8	0
1150	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,936.4	0
1151	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,949.3	0
1152	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,028.2	0
1153	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,202.2	0
1154	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,448.0	0
1155	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,786.5	0
1156	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,258.6	0
1157	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,911.1	0
1158	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,804.9	0
1159	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,096.5	0
1160	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,243.2	0
1161	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,186.0	0
1162	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,732.6	0
1163	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,916.6	0
1164	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,385.2	0
1165	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,978.5	0
1166	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,690.5	0
1167	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,469.5	0
1168	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,356.7	0
1169	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,294.1	0
1170	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,300.4	0
1171	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,368.1	0
1172	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,489.2	0
1173	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,691.1	0
1174	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,957.1	0
1175	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,319.4	0
1176	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,794.6	0
1177	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,415.1	0
1178	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,191.5	0
1179	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,280.0	0
1180	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,716.7	0
1181	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,068.2	0
1182	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,062.8	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1183	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,344.8	0
1184	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,460.5	0
1185	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,889.4	0
1186	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,475.7	0
1187	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,192.7	0
1188	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,009.2	0
1189	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,909.5	0
1190	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,871.0	0
1191	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,897.6	0
1192	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,987.4	0
1193	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,139.9	0
1194	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,363.8	0
1195	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,649.1	0
1196	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,027.0	0
1197	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,507.7	0
1198	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,110.1	0
1199	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,866.0	0
1200	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,846.5	0
1201	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,203.5	0
1202	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,463.1	0
1203	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,726.4	0
1204	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,370.2	0
1205	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,668.6	0
1206	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,221.1	0
1207	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,919.8	0
1208	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,733.0	0
1209	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,636.9	0
1210	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,612.9	0
1211	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,653.3	0
1212	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,757.9	0
1213	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,930.9	0
1214	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,169.8	0
1215	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,480.8	0
1216	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,874.8	0
1217	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,382.6	0
1218	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,007.5	0
1219	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,781.2	0
1220	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,779.2	0
1221	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,094.4	0
1222	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,324.7	0
1223	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,162.4	0
1224	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,508.3	0
1225	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,669.2	0
1226	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,151.9	0
1227	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,814.0	0
1228	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,598.5	0
1229	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,498.2	0
1230	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,475.5	0
1231	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,521.2	0
1232	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,639.6	0
1233	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,825.5	0
1234	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,085.4	0
1235	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,419.2	0
1236	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,850.7	0
1237	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,394.3	0
1238	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,074.4	0
1239	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,943.2	0
1240	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,054.1	0
1241	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,501.5	0
1242	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,613.7	0
1243	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,120.0	0
1244	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,824.5	0
1245	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,181.9	0
1246	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,789.4	0
1247	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,560.4	0
1248	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,443.7	0
1249	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,423.1	0
1250	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,481.8	0
1251	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,609.8	0
1252	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,813.9	0
1253	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,092.0	0
1254	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,461.7	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1255	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,934.9	0
1256	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,528.1	0
1257	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,300.5	0
1258	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,325.9	0
1259	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,740.6	0
1260	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,709.4	0
1261	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,478.1	0
1262	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,024.5	0
1263	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,293.2	0
1264	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,867.6	0
1265	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,610.4	0
1266	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,479.9	0
1267	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,453.4	0
1268	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,516.3	0
1269	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,661.4	0
1270	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,887.2	0
1271	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,194.9	0
1272	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,605.6	0
1273	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,122.0	0
1274	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,799.6	0
1275	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,661.9	0
1276	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,843.5	0
1277	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,909.1	0
1278	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,016.2	0
1279	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,330.0	0
1280	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,515.0	0
1281	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,015.1	0
1282	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,721.0	0
1283	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,575.5	0
1284	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,554.8	0
1285	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,628.2	0
1286	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,793.3	0
1287	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,049.6	0
1288	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,399.2	0
1289	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,859.5	0
1290	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,455.4	0
1291	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,238.8	0
1292	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,258.6	0
1293	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,672.0	0
1294	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,700.2	0
1295	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,136.3	0
1296	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,849.3	0
1297	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,233.6	0
1298	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,900.9	0
1299	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,737.8	0
1300	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,709.9	0
1301	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,802.0	0
1302	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,008.3	0
1303	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,300.2	0
1304	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,715.2	0
1305	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,245.8	0
1306	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,929.5	0
1307	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,892.6	0
1308	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,203.1	0
1309	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,098.4	0
1310	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,867.3	0
1311	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,298.0	0
1312	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,548.8	0
1313	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,157.3	0
1314	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,972.6	0
1315	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,944.8	0
1316	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,067.3	0
1317	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,304.6	0
1318	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,693.2	0
1319	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,184.8	0
1320	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,831.3	0
1321	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,652.8	0
1322	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,921.7	0
1323	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,757.4	0
1324	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,152.4	0
1325	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,966.6	0
1326	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,465.6	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1327	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,251.6	0
1328	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,247.4	0
1329	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,393.4	0
1330	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,728.6	0
1331	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,208.3	0
1332	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,913.1	0
1333	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,912.7	0
1334	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,960.4	0
1335	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,584.8	0
1336	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,721.8	0
1337	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,403.7	0
1338	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,843.8	0
1339	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,633.5	0
1340	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,628.2	0
1341	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,839.8	0
1342	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,244.9	0
1343	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,929.8	0
1344	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,974.1	0
1345	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,585.0	0
1346	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,456.7	0
1347	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,963.8	0
1348	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,347.1	0
1349	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,114.9	0
1350	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,141.8	0
1351	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,396.6	0
1352	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,005.2	0
1353	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,987.5	0
1354	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,560.8	0
1355	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,032.2	0
1356	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,043.4	0
1357	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,742.4	0
1358	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,825.4	0
1359	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,199.0	0
1360	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,049.6	0
1361	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,510.5	0
1362	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,095.0	0
1363	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,908.0	0
1364	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,713.9	0
1365	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,062.8	0
1366	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,541.3	0
1367	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,669.7	0
1368	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,322.1	0
1369	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,988.1	0
1370	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,771.1	0
1371	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,824.0	0
1372	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,755.9	0
1373	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,129.4	0
1374	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,153.0	0
1375	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,358.8	0
1376	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,295.2	0
1377	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,705.7	0
1378	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,154.4	0
1379	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,097.0	0
1380	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,296.4	0
1381	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,912.1	0
1382	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,401.2	0
1383	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,920.6	0
1384	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,735.3	0
1385	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,922.0	0
1386	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,155.8	0
1387	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,126.8	0
1388	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,473.7	0
1389	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,430.8	0
1390	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,170.5	0
1391	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,023.1	0
1392	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,754.8	0
1393	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,917.0	0
1394	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,036.1	0
1395	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,273.3	0
1396	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,337.7	0
1397	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,846.8	0
1398	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,321.9	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1399	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,895.3	0
1400	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,116.5	0
1401	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,468.4	0
1402	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,701.6	0
1403	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,966.7	0
1404	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,742.9	0
1405	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,765.0	0
1406	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,050.6	0
1407	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,813.1	0
1408	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,717.8	0
1409	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,643.9	0
1410	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,559.2	0
1411	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,913.7	0
1412	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,917.1	0
1413	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,766.0	0
1414	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,677.5	0
1415	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,668.5	0
1416	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,324.6	0
1417	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,548.8	0
1418	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,612.9	0
1419	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,660.2	0
1420	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,139.3	0
1421	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,513.1	0
1422	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,650.4	0
1423	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,288.2	0
1424	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,258.1	0
1425	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,127.5	0
1426	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,919.0	0
1427	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,100.4	0
1428	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,733.9	0
1429	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,375.3	0
1430	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,187.7	0
1431	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,429.9	0
1432	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,107.6	0
1433	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,726.1	0
1434	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,690.4	0
1435	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,990.8	0
1436	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,693.4	0
1437	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,340.5	0
1438	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,690.1	0
1439	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,961.1	0
1440	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,381.6	0
1441	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,871.6	0
1442	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,672.4	0
1443	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,754.0	0
1444	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,114.0	0
1445	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,803.2	0
1446	No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,318.7	0
1447	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,229.0	0
1448	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,973.6	0
1449	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,736.6	0
1450	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,470.4	0
1451	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,460.3	0
1452	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,508.8	0
1453	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,610.1	0
1454	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,636.2	0
1455	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,322.2	0
1456	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,256.2	0
1457	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,870.8	0
1458	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,723.8	0
1459	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,137.8	0
1460	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,889.1	0
1461	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,040.2	0
1462	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,962.8	0
1463	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,570.3	0
1464	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,589.4	0
1465	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,187.9	0
1466	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,614.9	0
1467	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,431.6	0
1468	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,498.6	0
1469	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,914.3	0
1470	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,881.4	0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	WTG type						Power curve			
	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Creator	Name	Calculated prod. without new WTGs	Goodness Factor
				[kW]	[m]	[m]			[MWh/y]	[%]
1471	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,664.5	0
1472	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,678.1	0
1473	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,156.8	0
1474	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,551.9	0
1475	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,288.1	0
1476	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,299.0	0
1477	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,515.3	0
1478	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,059.7	0
1479	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,488.3	0
1480	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,405.0	0
1481	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,570.4	0
1482	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,281.4	0
1483	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,286.5	0
1484	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,478.9	0
1485	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,885.7	0
1486	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,704.3	0
1487	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,127.5	0
1488	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,595.4	0
1489	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,458.6	0
1490	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,520.5	0
1491	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	52,706.8	0
1492	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,174.6	0
1493	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,617.6	0
1494	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,484.2	0
1495	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,057.0	0
1496	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,129.7	0
1497	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,241.8	0
1498	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,437.6	0
1499	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,840.2	0
1500	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,423.8	0
1501	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,307.5	0
1502	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,226.6	0
1503	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,168.5	0
1504	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,800.6	0
1505	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,481.8	0
1506	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,090.4	0
1507	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,281.3	0
1508	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,818.8	0
1509	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,616.5	0
1510	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,827.1	0
1511	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,560.5	0
1512	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,431.3	0
1513	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,304.8	0
1514	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,153.0	0
1515	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,820.3	0
1516	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,788.6	0
1517	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,161.0	0
1518	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,786.7	0
1519	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,647.5	0
1520	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,891.0	0
1521	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	54,601.0	0
1522	No	PONDERA VESTAS	V164-10.0MW-10,000	10,000	164.0	125.0	USER	V164 10 MW - HKN P-V curve	53,842.9	0

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008					Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description	Production source	Start	End
			[m]				
154	-4,262	534,034	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
155	-5,610	533,922	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
156	-5,452	532,572	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
157	-5,293	531,222	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
158	-6,959	533,811	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
159	-6,801	532,460	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
160	-6,643	531,110	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019
161	-6,484	529,760	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...		1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
162	-8,307	533,699	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
163	-8,150	532,349	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
164	-7,992	530,998	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
165	-7,834	529,648	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
166	-7,676	528,298	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
167	-9,656	533,587	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
168	-9,499	532,237	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
169	-9,341	530,887	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
170	-9,184	529,537	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
171	-9,027	528,186	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
172	-8,869	526,836	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
173	-8,712	525,486	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
174	-11,005	533,476	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
175	-10,848	532,126	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
176	-10,691	530,775	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
177	-10,534	529,425	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
178	-10,377	528,074	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
179	-10,220	526,724	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
180	-10,063	525,374	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
181	-9,906	524,023	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
182	-12,353	533,364	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
183	-12,197	532,014	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
184	-12,040	530,663	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
185	-11,883	529,313	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
186	-11,727	527,963	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
187	-11,570	526,612	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
188	-11,413	525,262	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
189	-11,257	523,911	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
190	-11,100	522,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
191	-10,944	521,211	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
192	-13,702	533,253	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
193	-13,546	531,902	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
194	-13,389	530,552	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
195	-13,233	529,201	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
196	-13,077	527,851	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
197	-12,921	526,500	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
198	-12,764	525,150	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
199	-12,608	523,800	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
200	-12,452	522,449	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
201	-12,296	521,099	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
202	-12,139	519,748	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
203	-15,050	533,141	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
204	-14,895	531,791	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
205	-14,739	530,440	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
206	-14,583	529,090	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
207	-14,427	527,739	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
208	-14,271	526,389	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
209	-14,115	525,038	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
210	-13,959	523,688	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
211	-13,803	522,337	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
212	-13,648	520,987	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
213	-13,492	519,636	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
214	-13,336	518,286	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
215	-16,399	533,029	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
216	-16,243	531,679	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
217	-16,088	530,328	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
218	-15,933	528,978	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
219	-15,777	527,627	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
220	-15,622	526,277	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
221	-15,466	524,926	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
222	-15,310	523,576	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
223	-15,155	522,225	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
224	-14,999	520,875	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
225	-14,844	519,524	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
226	-14,688	518,174	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
227	-14,533	516,823	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
228	-14,377	515,473	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
229	-17,748	532,918	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
230	-17,593	531,567	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
231	-17,437	530,217	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
232	-17,282	528,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
233	-17,127	527,515	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
234	-16,972	526,165	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
235	-16,817	524,814	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
236	-16,662	523,464	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
237	-16,507	522,113	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
238	-16,351	520,763	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
239	-16,196	519,412	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
240	-16,041	518,061	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
241	-15,886	516,711	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
242	-15,731	515,360	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
243	-15,576	514,010	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
244	-19,096	532,806	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
245	-18,942	531,456	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
246	-18,787	530,105	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
247	-18,632	528,754	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
248	-18,477	527,404	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
249	-18,322	526,053	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
250	-18,168	524,702	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
251	-18,013	523,352	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
252	-17,858	522,001	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
253	-17,703	520,651	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
254	-17,549	519,300	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
255	-17,394	517,949	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
256	-17,239	516,599	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
257	-17,084	515,248	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
258	-16,929	513,898	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
259	-16,775	512,547	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
260	-16,620	511,196	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
261	-20,445	532,695	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
262	-20,290	531,344	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
263	-20,136	529,993	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
264	-19,982	528,643	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
265	-19,827	527,292	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
266	-19,673	525,941	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
267	-19,519	524,591	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
268	-19,364	523,240	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
269	-19,210	521,889	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
270	-19,055	520,539	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
271	-18,901	519,188	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
272	-18,746	517,837	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
273	-18,592	516,487	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
274	-18,438	515,136	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
275	-18,283	513,785	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
276	-18,129	512,435	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
277	-17,974	511,084	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
278	-17,820	509,733	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
279	-21,794	532,583	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
280	-21,639	531,232	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
281	-21,486	529,882	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
282	-21,331	528,531	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
283	-21,177	527,180	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
284	-21,023	525,829	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
285	-20,869	524,479	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
286	-20,715	523,128	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
287	-20,561	521,777	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
288	-20,407	520,427	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
289	-20,253	519,076	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
290	-20,099	517,725	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
291	-19,945	516,375	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
292	-19,791	515,024	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
293	-19,637	513,673	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
294	-19,483	512,322	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
295	-19,329	510,972	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
296	-19,175	509,621	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
297	-19,021	508,270	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
298	-22,528	527,068	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
299	-22,374	525,718	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
300	-22,220	524,367	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
301	-22,066	523,016	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
302	-21,912	521,665	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
303	-21,758	520,315	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
304	-21,604	518,964	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
305	-21,450	517,613	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
306	-21,296	516,263	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
307	-21,143	514,912	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
308	-20,989	513,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
309	-20,835	512,210	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
310	-20,681	510,860	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
311	-20,527	509,509	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
312	-20,373	508,158	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
313	-20,219	506,808	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
314	-20,065	505,457	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
315	-22,805	517,501	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
316	-22,651	516,150	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
317	-22,497	514,800	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
318	-22,343	513,449	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
319	-22,189	512,098	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
320	-22,035	510,747	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
321	-21,881	509,397	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
322	-21,727	508,046	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
323	-21,573	506,695	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
324	-23,240	509,284	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
325	-23,086	507,933	0.0	PONDERA VESTAS V164-8.0MW 8000 166.0 !O! hub: 117.0 m (TOT: 2...			1-1-1989	31-8-2019
326	16,719	536,335	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
327	17,426	537,573	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
328	18,113	538,765	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
329	18,797	539,954	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
330	19,476	541,150	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
331	20,160	542,341	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
332	20,843	543,535	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
333	21,534	544,724	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
334	22,216	545,919	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
335	22,762	547,143	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
336	23,322	548,664	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
337	17,849	535,963	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
338	18,549	537,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
339	19,242	538,352	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
340	19,934	539,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
341	20,626	540,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
342	21,319	541,913	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
343	22,011	543,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
344	22,704	544,286	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
345	23,396	545,473	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
346	18,952	535,572	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
347	19,658	536,763	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
348	20,358	537,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
349	21,058	539,128	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
350	21,758	540,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
351	22,458	541,493	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
352	23,157	542,676	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
353	23,857	543,859	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
354	24,557	545,041	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
355	25,256	546,224	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
356	20,050	535,166	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
357	20,768	536,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
358	21,475	537,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
359	22,183	538,717	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
360	22,890	539,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
361	23,598	541,073	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
362	24,305	542,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
363	25,013	543,429	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
364	25,720	544,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
365	26,428	545,785	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
366	21,152	534,762	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
367	21,876	535,960	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
368	22,589	537,134	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
369	23,303	538,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
370	24,016	539,483	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
371	24,730	540,657	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
372	25,443	541,832	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
373	26,157	543,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
374	26,870	544,180	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
375	22,253	534,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
376	22,984	535,559	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
377	23,703	536,729	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
378	24,423	537,900	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
379	25,142	539,071	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
380	25,862	540,241	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
381	26,582	541,412	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
382	27,301	542,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
383	28,020	543,753	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
384	23,350	533,957	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
385	24,095	535,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
386	24,823	536,322	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
387	25,548	537,491	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
388	26,272	538,656	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
389	27,002	539,823	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
390	27,726	540,990	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
391	28,454	542,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
392	29,284	543,506	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
393	44,199	545,262	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
394	43,534	544,433	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
395	42,783	543,497	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
396	42,047	542,580	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
397	41,251	541,588	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
398	40,532	540,691	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
399	39,788	539,764	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
400	39,128	538,941	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
401	37,968	539,640	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
402	38,677	540,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
403	39,475	541,425	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
404	40,242	542,335	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
405	41,084	543,333	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
406	41,868	544,262	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
407	42,662	545,202	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
408	43,366	546,037	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
409	42,406	546,931	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
410	41,674	546,073	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
411	40,848	545,115	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
412	40,027	544,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
413	39,151	543,142	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
414	38,348	542,209	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
415	37,509	541,234	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
416	36,762	540,366	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
417	35,518	541,114	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
418	36,314	542,005	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
419	37,206	543,003	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
420	38,054	543,952	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
421	38,975	544,983	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
422	39,843	545,955	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
423	40,710	546,924	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
424	41,482	547,791	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
425	40,528	548,679	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
426	39,720	547,797	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
427	38,817	546,813	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
428	37,906	545,819	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
429	36,945	544,773	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
430	36,055	543,803	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
431	35,116	542,779	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
432	34,275	541,862	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
433	33,045	542,603	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
434	33,862	543,588	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
435	34,784	544,686	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
436	35,656	545,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
437	36,595	546,845	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
438	37,825	547,642	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
439	38,768	548,636	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
440	39,614	549,529	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
441	38,658	550,419	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
442	37,777	549,510	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
443	36,797	548,500	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
444	35,338	547,803	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
445	34,453	546,616	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
446	33,618	545,497	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
447	32,737	544,314	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
448	31,802	543,351	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
449	30,984	543,843	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
450	31,695	544,986	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
451	32,497	546,276	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
452	33,258	547,500	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
453	34,093	548,802	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
454	35,818	549,319	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
455	36,814	550,359	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
456	37,713	551,299	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
457	36,906	552,050	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
458	36,036	551,045	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
459	35,078	549,938	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
460	27,683	560,634	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
461	26,747	558,084	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
462	30,017	558,458	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
463	31,845	556,755	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
464	32,749	555,915	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
465	33,613	555,112	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
466	34,796	554,012	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
467	36,001	552,893	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
468	35,248	552,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
469	34,143	553,068	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
470	33,028	554,121	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
471	32,170	554,933	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
472	31,252	555,800	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
473	30,268	556,730	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
474	29,366	555,448	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
475	30,468	554,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
476	31,413	553,650	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
477	32,294	552,875	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
478	33,360	551,938	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
479	32,753	549,030	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
480	32,008	547,832	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
481	31,311	546,710	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
482	30,631	545,617	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
483	29,985	544,578	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
484	29,197	545,261	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
485	28,275	546,059	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
486	27,388	546,827	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
487	26,420	547,665	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
488	25,505	548,458	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
489	24,655	549,194	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
490	25,187	550,080	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
491	25,822	551,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
492	26,361	552,306	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
493	26,960	553,561	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
494	27,585	554,867	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
495	26,020	556,105	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
496	25,503	554,701	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
497	25,014	553,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
498	24,574	552,178	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
499	24,123	550,951	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
500	23,761	549,969	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
501	26,022	549,394	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
502	26,981	548,609	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
503	27,964	547,803	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
504	28,867	547,063	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
505	29,806	546,293	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
506	30,459	547,401	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
507	29,517	548,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
508	28,611	548,901	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
509	27,628	549,699	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
510	26,636	550,504	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
511	27,244	551,606	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
512	28,276	550,789	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
513	29,264	550,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
514	30,176	549,283	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
515	31,126	548,531	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
516	31,841	549,744	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
517	30,887	550,490	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
518	29,971	551,206	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
519	28,983	551,979	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
520	27,913	552,816	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
521	28,594	554,050	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
522	29,687	553,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
523	30,662	552,376	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
524	31,567	551,643	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
525	32,585	550,819	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
526	28,308	556,379	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
527	34,390	551,033	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
528	33,537	550,048	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
529	43,981	527,232	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
530	52,983	535,479	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
531	51,966	534,317	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
532	50,949	533,155	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
533	49,931	531,993	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
534	48,913	530,831	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
535	47,896	529,669	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
536	46,878	528,508	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
537	45,860	527,346	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
538	44,842	526,185	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
539	52,826	533,270	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
540	51,809	532,108	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
541	50,792	530,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
542	49,774	529,784	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
543	48,756	528,623	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
544	47,739	527,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
545	46,721	526,299	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
546	45,703	525,138	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
547	44,685	523,976	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
548	52,670	531,061	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
549	51,652	529,899	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
550	50,635	528,737	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
551	49,617	527,576	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
552	48,600	526,414	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
553	47,582	525,252	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
554	46,564	524,090	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
555	45,546	522,929	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
556	51,497	527,689	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
557	50,480	526,527	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
558	49,462	525,366	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
559	48,444	524,204	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
560	47,426	523,042	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
561	46,408	521,881	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
562	51,341	525,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
563	50,324	524,318	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
564	49,306	523,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
565	48,288	521,995	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
566	47,270	520,833	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
567	50,170	522,107	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
568	49,152	520,945	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
569	48,134	519,784	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
570	50,015	519,897	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
571	48,997	518,735	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
572	52,200	536,390	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
573	51,182	535,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
574	50,165	534,067	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
575	49,147	532,905	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
576	48,129	531,743	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
577	47,112	530,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
578	46,094	529,420	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
579	45,076	528,259	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
580	43,094	526,179	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
581	43,873	525,088	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
582	41,926	524,839	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
583	40,991	523,776	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
584	40,056	522,712	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
585	39,121	521,649	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
586	38,185	520,586	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
587	37,250	519,523	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
588	36,314	518,460	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
589	35,379	517,397	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
590	34,443	516,334	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
591	33,507	515,271	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
592	42,834	523,734	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
593	41,900	522,671	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
594	40,965	521,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
595	40,030	520,544	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
596	39,094	519,480	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
597	38,159	518,417	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
598	37,224	517,354	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
599	36,288	516,291	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
600	35,353	515,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
601	43,743	522,629	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
602	42,808	521,566	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
603	41,873	520,502	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
604	40,938	519,438	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
605	40,004	518,375	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
606	39,069	517,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
607	38,133	516,248	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
608	37,198	515,185	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
609	44,651	521,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
610	43,717	520,461	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
611	42,782	519,397	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
612	41,847	518,333	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
613	40,913	517,269	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
614	39,978	516,206	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
615	39,043	515,142	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
616	45,560	520,420	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
617	44,625	519,356	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
618	43,691	518,292	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
619	42,756	517,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
620	41,822	516,164	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
621	40,887	515,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
622	46,468	519,315	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
623	45,534	518,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
624	44,600	517,186	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
625	43,665	516,122	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
626	42,731	515,058	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
627	41,797	513,994	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
628	47,376	518,210	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
629	46,442	517,146	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
630	45,508	516,081	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
631	44,574	515,017	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
632	43,640	513,953	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
633	47,352	516,040	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
634	46,418	514,975	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
635	45,484	513,911	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
636	-21,147	551,066	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
637	-21,032	548,233	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
638	-20,561	567,412	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
639	-19,421	569,599	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
640	-18,281	571,785	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
641	-17,142	573,972	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
642	-16,002	576,159	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
643	-20,452	564,581	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
644	-19,313	566,768	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
645	-18,173	568,955	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
646	-17,033	571,141	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
647	-15,893	573,328	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
648	-14,754	575,515	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
649	-13,614	577,702	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
650	-20,342	561,750	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
651	-19,203	563,937	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
652	-18,063	566,123	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
653	-16,923	568,310	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
654	-15,784	570,497	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
655	-14,644	572,684	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
656	-13,505	574,871	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
657	-12,365	577,058	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
658	-11,226	579,245	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
659	-21,373	556,732	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
660	-20,233	558,919	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
661	-19,093	561,105	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
662	-17,953	563,292	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
663	-16,813	565,479	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
664	-15,673	567,665	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
665	-14,533	569,852	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
666	-13,394	572,039	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
667	-12,254	574,225	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
668	-11,114	576,412	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
669	-9,975	578,599	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
670	-8,836	580,786	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
671	-21,261	553,900	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
672	-20,120	556,086	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
673	-18,980	558,273	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
674	-17,841	560,459	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
675	-16,701	562,646	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
676	-15,561	564,833	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
677	-14,421	567,020	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
678	-13,282	569,206	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
679	-12,142	571,393	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
680	-11,003	573,580	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
681	-9,863	575,767	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
682	-8,724	577,954	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
683	-7,585	580,141	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
684	-6,446	582,328	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
685	-17,725	557,625	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
686	-16,586	559,812	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
687	-15,448	562,000	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
688	-14,309	564,187	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
689	-13,171	566,375	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
690	-12,033	568,562	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
691	-10,895	570,750	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
692	-9,757	572,937	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
693	-8,619	575,125	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
694	-7,481	577,313	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
695	-6,343	579,500	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
696	-5,205	581,688	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
697	-4,067	583,876	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
698	-15,332	559,165	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
699	-14,194	561,353	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
700	-13,057	563,541	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
701	-11,919	565,729	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
702	-10,782	567,917	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
703	-9,645	570,105	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
704	-8,508	572,293	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
705	-7,371	574,481	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
706	-6,234	576,669	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
707	-5,097	578,858	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
708	-3,960	581,046	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
709	-2,824	583,234	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
710	-1,687	585,422	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
711	-14,079	558,519	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
712	-12,942	560,707	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
713	-11,805	562,895	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
714	-10,668	565,084	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
715	-9,532	567,272	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
716	-8,395	569,460	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
717	-7,259	571,649	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
718	-6,122	573,837	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
719	-4,986	576,025	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
720	-3,850	578,214	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
721	-2,713	580,403	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
722	-1,577	582,591	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
723	-0,441	584,780	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
724	-11,688	560,060	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
725	-10,552	562,249	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
726	-9,416	564,438	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
727	-8,280	566,626	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
728	-7,145	568,815	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
729	-6,009	571,004	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
730	-4,874	573,193	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
731	-3,738	575,382	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
732	-2,603	577,571	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
733	-1,468	579,760	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
734	-0,333	581,949	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
735	-9,297	561,602	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
736	-8,163	563,791	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
737	-7,028	565,980	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
738	-5,893	568,170	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
739	-4,759	570,359	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
740	-3,624	572,548	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
741	-2,490	574,738	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
742	-1,356	576,927	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
743	-0,221	579,117	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
744	-8,046	560,956	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
745	-6,912	563,146	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
746	-5,778	565,335	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
747	-4,644	567,525	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
748	-3,510	569,715	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
749	-2,376	571,904	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
750	-1,242	574,094	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
751	-0,108	576,284	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
752	-5,658	562,499	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
753	-4,524	564,689	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
754	-3,391	566,879	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
755	-2,258	569,069	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
756	-1,125	571,259	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
757	0,007	573,450	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
758	-3,271	564,042	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
759	-2,138	566,233	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
760	-1,006	568,423	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
761	0,126	570,614	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
762	1,257	572,805	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
763	-2,020	563,397	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
764	-0,889	565,588	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
765	0,243	567,779	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
766	1,374	569,970	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
767	0,365	564,941	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
768	1,496	567,133	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
769	-21,094	546,289	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
770	2,235	565,517	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
771	-21,212	560,439	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
772	-21,192	563,036	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
773	2,827	552,392	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
774	-20,301	553,223	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
775	-19,161	555,410	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
776	-19,893	550,239	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
777	-18,754	552,426	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
778	-17,615	554,613	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
779	-16,476	556,800	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
780	-21,768	542,882	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
781	-20,628	545,069	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
782	-19,488	547,255	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
783	-18,348	549,442	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
784	-17,208	551,628	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
785	-16,069	553,815	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
786	-14,929	556,002	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
787	-13,789	558,189	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
788	-21,357	539,896	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
789	-20,217	542,082	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
790	-19,077	544,269	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
791	-16,793	548,640	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
792	-15,655	550,828	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
793	-14,518	553,015	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
794	-13,380	555,203	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
795	-12,242	557,391	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
796	-22,085	534,722	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
797	-20,945	536,908	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
798	-19,805	539,095	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
799	-18,665	541,282	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
800	-17,525	543,468	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
801	-16,385	545,655	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
802	-15,246	547,842	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
803	-14,106	550,028	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
804	-12,967	552,215	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
805	-11,827	554,402	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
806	-10,688	556,589	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
807	-9,549	558,776	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
808	-20,530	533,920	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
809	-19,391	536,107	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
810	-18,252	538,294	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
811	-17,113	540,481	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
812	-15,974	542,668	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
813	-14,835	544,855	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
814	-13,696	547,042	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
815	-12,557	549,229	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
816	-11,418	551,416	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
817	-10,279	553,604	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
818	-9,141	555,791	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
819	-8,002	557,978	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
820	-6,864	560,166	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
821	-18,976	533,119	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
822	-17,837	535,306	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
823	-16,699	537,493	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
824	-15,561	539,680	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
825	-14,422	541,868	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
826	-13,284	544,055	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
827	-12,146	546,243	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
828	-11,008	548,430	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
829	-9,870	550,618	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
830	-8,732	552,805	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
831	-7,594	554,993	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
832	-6,456	557,181	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
833	-5,318	559,368	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
834	-4,181	561,556	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
835	-16,283	534,504	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
836	-15,146	536,692	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
837	-14,009	538,880	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
838	-12,872	541,068	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
839	-11,734	543,256	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
840	-10,597	545,444	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
841	-9,460	547,632	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
842	-8,323	549,820	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
843	-7,187	552,008	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008					Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
844	-6,050	554,196	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
845	-4,913	556,385	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
846	-3,776	558,573	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
847	-2,640	560,761	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
848	-1,503	562,950	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
849	-14,730	533,703	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
850	-13,593	535,891	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
851	-12,457	538,080	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
852	-11,320	540,268	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
853	-10,184	542,456	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
854	-9,047	544,645	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
855	-7,911	546,833	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
856	-5,632	551,207	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
857	-4,500	553,397	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
858	-3,367	555,587	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
859	-2,234	557,777	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
860	-1,101	559,968	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
861	0,031	562,158	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
862	1,164	564,348	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
863	-12,040	535,090	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
864	-10,904	537,279	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
865	-9,769	539,468	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
866	-8,633	541,657	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
867	-7,498	543,845	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
868	-6,363	546,034	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
869	-5,228	548,223	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
870	-4,093	550,413	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
871	-2,958	552,602	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
872	-1,823	554,791	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
873	-0,688	556,980	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
874	0,446	559,169	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
875	1,581	561,358	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
876	-10,487	534,289	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
877	-9,352	536,478	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
878	-8,217	538,667	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
879	-7,083	540,857	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
880	-5,948	543,046	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
881	-4,814	545,235	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
882	-3,679	547,425	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
883	-2,545	549,614	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
884	-1,411	551,804	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
885	-0,277	553,993	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
886	0,857	556,183	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
887	1,991	558,372	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
888	-7,799	535,677	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
889	-6,665	537,867	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
890	-5,532	540,057	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
891	-4,398	542,247	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
892	-3,265	544,436	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
893	-2,132	546,626	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
894	-0,998	548,816	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
895	1,280	553,190	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
896	2,410	555,382	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
897	-6,247	534,876	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
898	-5,114	537,067	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
899	-3,981	539,257	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
900	-2,848	541,447	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
901	-1,716	543,637	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
902	-0,583	545,828	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
903	-3,561	536,266	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
904	-2,429	538,456	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
905	-1,298	540,647	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
906	-0,166	542,838	0.0	Siemens Gamesa SG 14.0-236 14700 236.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 26			1-1-1989	31-8-2019
907	0,438	587,338	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
908	7,422	552,042	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
909	0,730	585,206	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
910	1,538	586,771	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
911	1,024	583,074	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
912	1,831	584,639	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
913	2,638	586,203	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
914	1,318	580,942	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
915	2,125	582,506	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
916	2,932	584,071	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
917	3,739	585,635	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
918	1,613	578,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
919	2,419	580,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
920	3,226	581,938	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
921	4,033	583,503	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
922	1,908	576,675	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
923	2,715	578,240	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
924	3,521	579,805	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
925	4,328	581,369	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
926	5,135	582,934	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
927	2,204	574,542	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
928	3,011	576,106	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
929	3,817	577,671	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
930	4,624	579,236	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
931	5,430	580,801	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
932	6,237	582,366	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
933	2,501	572,408	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
934	3,307	573,972	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
935	4,114	575,537	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
936	4,920	577,102	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
937	5,727	578,667	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
938	6,533	580,232	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
939	7,339	581,797	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
940	2,798	570,273	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
941	3,605	571,838	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
942	4,411	573,403	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
943	5,217	574,968	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
944	6,024	576,533	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
945	6,830	578,098	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
946	7,636	579,663	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
947	3,097	568,139	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
948	3,903	569,703	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
949	4,709	571,268	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
950	5,515	572,833	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
951	6,321	574,398	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
952	7,127	575,963	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
953	7,933	577,528	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
954	8,739	579,094	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
955	3,396	566,003	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
956	4,202	567,568	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
957	5,008	569,133	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
958	5,814	570,699	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
959	6,620	572,264	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
960	7,426	573,829	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
961	8,232	575,394	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
962	9,037	576,959	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
963	9,843	578,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
964	3,695	563,868	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
965	4,501	565,433	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
966	5,307	566,998	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
967	6,113	568,563	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
968	6,919	570,128	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
969	7,725	571,694	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
970	8,530	573,259	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
971	9,336	574,824	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
972	10,142	576,389	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
973	10,947	577,954	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
974	3,995	561,732	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
975	4,801	563,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
976	5,607	564,863	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
977	6,413	566,428	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
978	7,219	567,993	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
979	8,024	569,558	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
980	8,830	571,123	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
981	9,635	572,689	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
982	10,441	574,254	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
983	11,247	575,819	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
984	4,296	559,596	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
985	5,102	561,161	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
986	5,908	562,727	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
987	6,713	564,292	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
988	7,519	565,857	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
989	8,325	567,422	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
990	9,130	568,988	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
991	9,936	570,553	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
992	10,741	572,118	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
993	11,546	573,684	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
994	12,352	575,249	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
995	4,598	557,460	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
996	5,404	559,025	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
997	6,209	560,590	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
998	7,015	562,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
999	7,820	563,721	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1000	8,626	565,286	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1001	9,431	566,851	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1002	10,236	568,417	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1003	11,042	569,982	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1004	11,847	571,548	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1005	12,652	573,113	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1006	13,457	574,678	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1007	4,900	555,323	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1008	5,706	556,888	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1009	6,511	558,454	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1010	7,317	560,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1011	8,122	561,584	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1012	8,927	563,150	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1013	9,733	564,715	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1014	10,538	566,280	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1015	11,343	567,846	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1016	12,148	569,411	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1017	12,953	570,977	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1018	13,758	572,542	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1019	5,204	553,186	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1020	6,009	554,751	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1021	6,814	556,317	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1022	7,619	557,882	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1023	8,425	559,447	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1024	9,230	561,013	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1025	10,035	562,578	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1026	10,840	564,144	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1027	11,645	565,709	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1028	12,450	567,275	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1029	13,255	568,840	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1030	14,060	570,406	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1031	5,507	551,048	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1032	6,312	552,614	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1033	7,118	554,179	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1034	7,923	555,745	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1035	8,728	557,310	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1036	9,533	558,876	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1037	10,338	560,441	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1038	11,143	562,007	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0			1-1-1989	31-8-2019
1039	24,607	533,531	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1040	25,399	534,731	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1041	26,106	535,871	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1042	26,812	537,010	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1043	27,519	538,149	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1044	28,225	539,289	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1045	28,932	540,428	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1046	29,638	541,567	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1047	30,341	542,750	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1048	25,791	533,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1049	26,504	534,272	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1050	27,214	535,379	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1051	27,924	536,487	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1052	28,634	537,594	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1053	29,344	538,702	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1054	30,054	539,810	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1055	30,763	540,917	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1056	31,473	542,025	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1057	26,896	532,736	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1058	27,613	533,815	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1059	28,330	534,894	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1060	29,046	535,973	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1061	29,763	537,053	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1062	30,480	538,132	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1063	31,197	539,211	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1064	31,913	540,290	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1065	32,630	541,370	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1066	27,997	532,308	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1067	28,806	533,488	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1068	29,615	534,668	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1069	30,423	535,848	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1070	31,232	537,028	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1071	32,040	538,209	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1072	32,849	539,389	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1073	33,657	540,569	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1074	29,099	531,880	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1075	29,914	533,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1076	30,729	534,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1077	31,543	535,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1078	32,358	536,437	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1079	33,172	537,576	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1080	33,987	538,715	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1081	34,801	539,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1082	30,201	531,451	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1083	31,031	532,567	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1084	31,861	533,682	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1085	32,691	534,798	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1086	33,521	535,914	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1087	34,351	537,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1088	35,181	538,145	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1089	36,011	539,261	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1090	31,302	531,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1091	32,142	532,107	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1092	32,981	533,190	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1093	33,821	534,273	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1094	34,660	535,357	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1095	35,500	536,440	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1096	36,339	537,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1097	37,178	538,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1098	32,400	530,595	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1099	33,245	531,645	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1100	34,087	532,695	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1101	34,928	533,745	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1102	35,770	534,795	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1103	36,611	535,845	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1104	37,452	536,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1105	38,294	537,957	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1106	5,614	621,258	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1107	11,004	619,228	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1108	9,641	619,270	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1109	8,278	619,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1110	6,915	619,354	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1111	5,552	619,396	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1112	4,189	619,439	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1113	17,758	617,166	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1114	16,395	617,205	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1115	15,032	617,245	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1116	13,668	617,285	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1117	12,305	617,326	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1118	10,942	617,367	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1119	9,579	617,408	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1120	8,216	617,450	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1121	6,853	617,492	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1122	5,490	617,535	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1123	4,127	617,578	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1124	2,764	617,621	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1125	23,148	615,150	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1126	21,785	615,188	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1127	20,422	615,226	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1128	19,059	615,265	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1129	17,696	615,304	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1130	16,333	615,344	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1131	14,970	615,383	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1132	13,607	615,424	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1133	12,244	615,464	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1134	10,881	615,505	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1135	9,517	615,547	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1136	8,154	615,588	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1137	6,791	615,631	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1138	5,428	615,673	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1139	4,065	615,716	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1140	2,702	615,760	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1141	27,175	613,177	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1142	25,812	613,214	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1143	24,449	613,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1144	23,086	613,289	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1145	21,723	613,327	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1146	20,360	613,365	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1147	18,997	613,404	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1148	17,634	613,443	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1149	16,271	613,482	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1150	14,908	613,522	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1151	13,545	613,562	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1152	12,182	613,603	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1153	10,819	613,644	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1154	9,456	613,685	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1155	8,093	613,727	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1156	6,730	613,769	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1157	5,367	613,812	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1158	4,004	613,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1159	2,641	613,898	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1160	1,278	613,942	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1161	27,113	611,316	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1162	25,750	611,353	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1163	24,387	611,390	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1164	23,024	611,427	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1165	21,661	611,465	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1166	20,298	611,503	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1167	18,935	611,542	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1168	17,572	611,581	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1169	16,209	611,621	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1170	14,846	611,660	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1171	13,483	611,701	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1172	12,120	611,741	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1173	10,757	611,782	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1174	9,394	611,824	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1175	8,031	611,865	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1176	6,668	611,908	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1177	5,305	611,950	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1178	3,942	611,993	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1179	2,579	612,037	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1180	1,216	612,080	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1181	-0,147	612,124	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1182	27,052	609,454	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1183	25,688	609,491	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1184	24,325	609,528	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1185	22,962	609,566	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1186	21,599	609,604	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1187	20,236	609,642	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1188	18,873	609,681	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1189	17,510	609,720	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1190	16,147	609,759	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1191	14,784	609,799	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1192	13,421	609,839	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1193	12,058	609,880	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1194	10,695	609,921	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1195	9,332	609,962	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1196	7,969	610,004	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1197	6,606	610,046	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1198	5,243	610,089	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1199	3,880	610,132	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1200	2,517	610,175	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1201	1,154	610,219	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1202	-0,209	610,263	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1203	25,627	607,630	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1204	24,264	607,667	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1205	22,900	607,704	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1206	21,537	607,742	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1207	20,174	607,780	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1208	18,811	607,819	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1209	17,448	607,858	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1210	16,085	607,898	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1211	14,722	607,937	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1212	13,359	607,978	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1213	11,996	608,018	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1214	10,633	608,059	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1215	9,270	608,101	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1216	7,907	608,142	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1217	6,544	608,185	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1218	5,181	608,227	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1219	3,818	608,270	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1220	2,455	608,313	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1221	1,092	608,357	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1222	-0,271	608,401	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1223	25,565	605,768	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1224	24,202	605,805	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1225	22,839	605,843	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1226	21,475	605,881	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1227	20,112	605,919	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1228	18,749	605,958	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1229	17,386	605,997	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1230	16,023	606,036	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1231	14,660	606,076	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1232	13,297	606,116	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1233	11,934	606,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1234	10,571	606,198	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1235	9,208	606,239	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1236	7,845	606,281	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1237	6,482	606,323	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1238	5,119	606,366	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1239	3,756	606,409	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1240	2,393	606,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1241	1,030	606,496	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1242	-0,333	606,540	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1243	24,140	603,944	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1244	22,777	603,981	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1245	21,414	604,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1246	20,051	604,058	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1247	18,688	604,096	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1248	17,324	604,135	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1249	15,961	604,175	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1250	14,598	604,215	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1251	13,235	604,255	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1252	11,872	604,295	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1253	10,509	604,336	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1254	9,146	604,378	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1255	7,783	604,419	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1256	6,420	604,462	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1257	5,057	604,504	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1258	3,694	604,547	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1259	2,331	604,590	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1260	0,969	604,634	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1261	24,078	602,082	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1262	22,715	602,120	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1263	21,352	602,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1264	19,989	602,196	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1265	18,626	602,235	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1266	17,263	602,274	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1267	15,900	602,313	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1268	14,537	602,353	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1269	13,174	602,393	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1270	11,811	602,434	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1271	10,448	602,475	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1272	9,085	602,516	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1273	7,722	602,558	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1274	6,359	602,600	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1275	4,996	602,643	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1276	3,633	602,686	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1277	2,270	602,729	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1278	24,016	600,221	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1279	22,653	600,259	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1280	21,290	600,296	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1281	19,927	600,335	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1282	18,564	600,373	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1283	17,201	600,412	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1284	15,838	600,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1285	14,475	600,492	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1286	13,112	600,532	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1287	11,749	600,572	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1288	10,386	600,613	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1289	9,023	600,655	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1290	7,660	600,697	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1291	6,297	600,739	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1292	4,934	600,781	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1293	3,571	600,824	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1294	2,208	600,868	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1295	22,591	598,397	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1296	21,228	598,435	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1297	19,865	598,473	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1298	18,502	598,512	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1299	17,139	598,551	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1300	15,776	598,590	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1301	14,413	598,630	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1302	13,050	598,670	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1303	11,687	598,711	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1304	10,324	598,752	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1305	8,961	598,793	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1306	7,598	598,835	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1307	6,235	598,877	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1308	4,872	598,920	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1309	3,509	598,963	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1310	22,529	596,536	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1311	21,166	596,574	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1312	19,803	596,612	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1313	18,440	596,650	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1314	17,077	596,689	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1315	15,714	596,729	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1316	14,351	596,769	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1317	12,988	596,809	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1318	11,625	596,849	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1319	10,262	596,890	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1320	8,899	596,932	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1321	7,536	596,974	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1322	6,173	597,016	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1323	4,810	597,058	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1324	21,104	594,712	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1325	19,741	594,750	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1326	18,378	594,789	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1327	17,015	594,828	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1328	15,652	594,867	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1329	14,289	594,907	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1330	12,926	594,947	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1331	11,563	594,988	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1332	10,200	595,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1333	8,837	595,070	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1334	7,474	595,112	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1335	6,111	595,154	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1336	21,043	592,851	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1337	19,680	592,889	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1338	18,317	592,928	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1339	16,953	592,967	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1340	15,590	593,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1341	14,227	593,046	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1342	12,864	593,086	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1343	11,502	593,127	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1344	10,139	593,168	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1345	8,776	593,209	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1346	20,981	590,989	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1347	19,618	591,028	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1348	18,255	591,066	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1349	16,892	591,105	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1350	15,529	591,145	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1351	14,166	591,184	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1352	12,803	591,225	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1353	11,440	591,265	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1354	10,077	591,306	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1355	19,556	589,166	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1356	18,193	589,205	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1357	16,830	589,244	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1358	15,467	589,283	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1359	14,104	589,323	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1360	12,741	589,363	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1361	11,378	589,404	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1362	19,494	587,305	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1363	18,131	587,343	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1364	16,768	587,382	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1365	15,405	587,422	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1366	14,042	587,462	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1367	12,679	587,502	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1368	18,069	585,482	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1369	16,706	585,521	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1370	15,343	585,560	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1371	18,008	583,621	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1372	16,645	583,660	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1373	48,866	566,007	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1374	49,888	565,082	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1375	48,204	564,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1376	49,225	563,930	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1377	50,247	563,005	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1378	51,268	562,081	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1379	52,290	561,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1380	53,312	560,233	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1381	54,334	559,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1382	55,357	558,385	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1383	47,542	563,704	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1384	48,563	562,779	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1385	49,585	561,854	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1386	50,607	560,930	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1387	51,628	560,005	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1388	52,650	559,081	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1389	53,672	558,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1390	54,694	557,233	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1391	45,863	563,482	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1392	46,884	562,556	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1393	47,904	561,631	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1394	48,925	560,705	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1395	49,946	559,780	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1396	50,968	558,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1397	51,989	557,930	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1398	53,010	557,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1399	46,220	561,403	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1400	47,241	560,478	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1401	48,262	559,553	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1402	49,284	558,628	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1403	50,305	557,703	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1404	51,326	556,778	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1405	52,348	555,854	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1406	44,538	561,177	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1407	45,559	560,252	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1408	46,579	559,326	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1409	47,601	558,401	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1410	48,622	557,476	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1411	49,643	556,551	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1412	50,664	555,627	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1413	51,686	554,702	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1414	42,857	560,953	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1415	43,876	560,026	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1416	44,896	559,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1417	45,916	558,173	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1418	46,936	557,247	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1419	47,956	556,321	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1420	48,976	555,395	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1421	49,997	554,469	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1422	42,195	559,802	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1423	43,216	558,876	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1424	44,236	557,951	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1425	45,257	557,025	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1426	46,278	556,099	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1427	47,299	555,174	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1428	48,320	554,249	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1429	49,341	553,324	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1430	41,534	558,652	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1431	42,554	557,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1432	43,575	556,800	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1433	44,595	555,874	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1434	45,616	554,948	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1435	46,637	554,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1436	47,658	553,097	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1437	48,679	552,172	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1438	39,854	558,428	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1439	40,874	557,502	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1440	41,894	556,575	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1441	42,914	555,649	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1442	43,934	554,723	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1443	44,955	553,797	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1444	45,975	552,872	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1445	46,996	551,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1446	48,017	551,021	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) ...			1-1-1989	31-8-2019
1447	70,896	516,009	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1448	72,158	515,626	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1449	75,045	516,129	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1450	76,137	519,936	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1451	77,593	525,013	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1452	77,930	516,632	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1453	78,657	519,171	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1454	79,191	516,249	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1455	83,944	515,318	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1456	83,306	510,878	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1457	81,887	511,291	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1458	82,249	512,561	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1459	84,611	525,640	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1460	84,972	526,911	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1461	85,333	528,181	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1462	80,625	511,674	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1463	80,987	512,944	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Reference WTGs

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Dutch Stereo-RD / NAP 2008						Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Production source	Statistical basis for normalized production: [Months]	Start	End
1464	81,349	514,214	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1465	82,990	524,753	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1466	83,352	526,023	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1467	83,713	527,293	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1468	84,075	528,563	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1469	84,436	529,833	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1470	79,726	513,327	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1471	80,059	514,504	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1472	80,451	515,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1473	81,732	525,135	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1474	82,094	526,405	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1475	82,455	527,675	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1476	82,817	528,945	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1477	83,179	530,215	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1478	83,541	531,485	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1479	79,917	518,788	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1480	80,277	519,928	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1481	80,837	526,787	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1482	81,199	528,057	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1483	81,561	529,327	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1484	81,923	530,597	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1485	82,285	531,866	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1486	82,647	533,136	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1487	79,248	525,932	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1488	79,577	527,170	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1489	79,940	528,439	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1490	80,302	529,709	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1491	80,665	530,979	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1492	81,027	532,248	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1493	76,306	515,746	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1494	76,669	517,015	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1495	78,446	527,578	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1496	78,683	528,821	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1497	79,046	530,091	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1498	79,409	531,360	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1499	79,771	532,630	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1500	76,334	525,396	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1501	76,697	526,665	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1502	74,512	519,050	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1503	74,876	520,319	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1504	75,458	527,018	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1505	72,887	518,164	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1506	73,251	519,433	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1507	73,615	520,702	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1508	71,626	518,547	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1509	71,991	519,816	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1510	72,355	521,085	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1511	82,098	509,163	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1512	71,832	513,431	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1513	84,262	518,010	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1514	84,049	519,924	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1515	82,124	520,405	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1516	78,279	521,689	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1517	73,799	514,133	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1518	72,773	510,335	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1519	79,788	521,361	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1520	83,678	523,088	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1521	80,109	509,525	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019
1522	75,075	525,778	0.0	PONDERA VESTAS V164-10.0MW 10000 164.0 !O! hub: 125.0 m (TOT:...			1-1-1989	31-8-2019

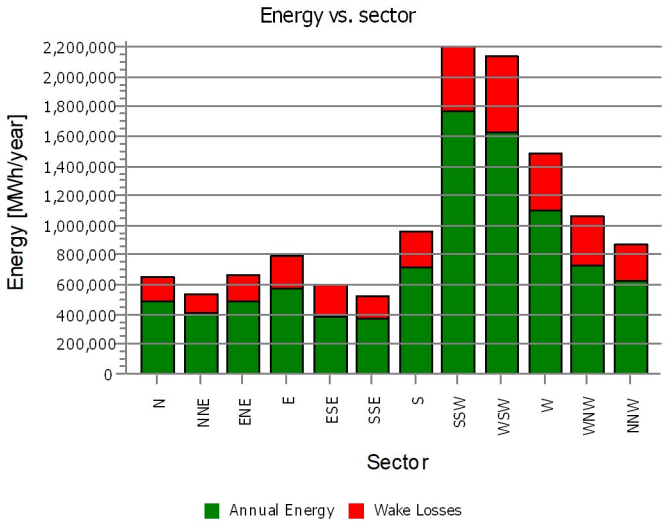
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Production Analysis

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN WTG: All new WTGs, Air density varies with WTG position 1.230 kg/m³ - 1.234 kg/m³

Directional Analysis

Sector		0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Model based energy	[MWh]	658,193.5	542,883.2	671,444.6	789,622.9	598,234.4	523,945.3	954,310.4	2,200,208.5	2,138,718.0	1,481,650.5	1,056,077.9	875,344.6	12,490,697.0
-Decrease due to wake losses	[MWh]	175,748.8	132,668.8	183,044.8	214,169.1	217,376.7	147,406.1	241,069.6	434,970.7	511,129.8	385,404.3	326,403.6	249,176.2	3,218,568.8
Resulting energy	[MWh]	482,444.7	410,214.0	488,400.3	575,454.9	380,858.7	376,539.9	713,241.5	1,765,237.4	1,627,591.3	1,096,246.6	729,673.8	626,168.3	9,272,075.0
Specific energy	[kWh/m²]													1,340
Specific energy	[kWh/kW]													4,040
Decrease due to wake losses	[%]	26.7	24.4	27.3	27.1	36.3	28.1	25.3	19.8	23.9	26.0	30.9	28.5	25.77
Full Load Equivalent	[Hours/year]	210	179	213	251	166	164	311	769	709	478	318	273	4,040



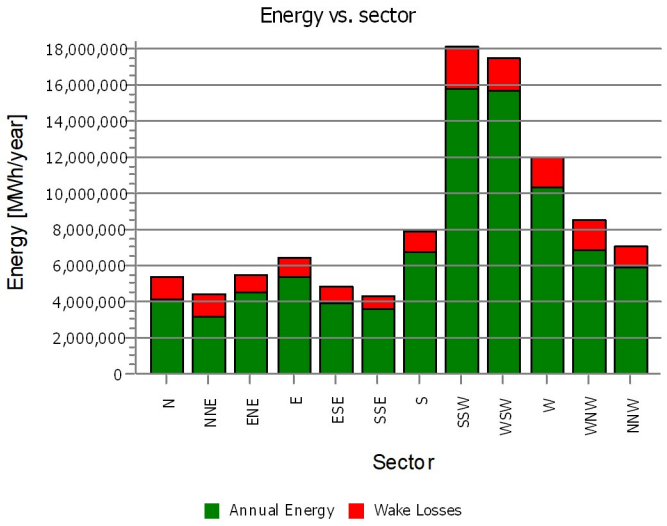
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Production Analysis

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN WTG: All existing WTGs, Air density varies with WTG position 1.230 kg/m³ - 1.234 kg/m³

Directional Analysis

Sector		0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Model based energy	[MWh]	5,328,267.5	4,395,532.0	5,445,535.0	6,417,723.0	4,849,553.0	4,275,766.5	7,835,897.0	18,076,072.0	17,410,756.0	12,013,254.0	8,544,153.0	7,081,831.0	101,678,624.0
-Decrease due to wake losses	[MWh]	1,253,294.1	1,210,421.6	932,245.4	1,088,159.6	961,977.1	737,358.4	1,087,527.0	2,279,835.8	1,757,123.8	1,707,119.0	1,687,461.8	1,232,868.4	15,935,429.0
Resulting energy	[MWh]	4,074,931.8	3,185,116.3	4,513,254.0	5,329,536.5	3,887,594.0	3,538,409.5	6,748,373.5	15,796,311.0	15,653,627.0	10,306,136.0	6,856,727.0	5,848,969.0	85,738,992.0
Specific energy	[kWh/m²]													1,541
Specific energy	[kWh/kW]													4,544
Decrease due to wake losses	[%]	23.5	27.5	17.1	17.0	19.8	17.2	13.9	12.6	10.1	14.2	19.7	17.4	15.67
Full Load Equivalent	[Hours/year]	216	169	239	282	206	188	358	837	830	546	363	310	4,544



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Power Curve Analysis

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN WTG: 1 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-!, Hub height: 150.0 m

Name: 15 MW reference
Source: IEA

Source/Date	Created by	Created	Edited	Stop wind speed [m/s]	Power control	CT curve type	Generator type	Specific power kW/m²
31-3-2020	USER	24-2-2022	24-2-2022	25.0	Pitch	User defined	Variable	0.33

Source: IEA Wind TCP Task 37
Definition of the IEA Wind
15-Megawatt Offshore
Reference Wind Turbine

HP curve comparison - Note: For standard air density

Vmean	[m/s]	5	6	7	8	9	10
HP value Pitch, variable speed (2013)	[MWh]	23,249	35,861	48,290	59,537	69,146	76,918
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! 15 MW reference	[MWh]	23,679	36,792	49,636	61,118	70,776	78,436
Check value	[%]	-2	-3	-3	-3	-2	-2

The table shows comparison between annual energy production calculated on basis of simplified "HP-curves" which assume that all WTGs performs quite similar - only specific power loading (kW/m^2) and single/dual speed or stall/pitch decides the calculated values. Productions are without wake losses.
For further details, ask at the Danish Energy Agency for project report J.nr. 51171/00-0016 or see the windPRO manual.
The method is refined in EMD report "20 Detailed Case Studies comparing Project Design Calculations and actual Energy Productions for Wind Energy Projects worldwide", jan 2003.
Use the table to evaluate if the given power curve is reasonable - if the check value are lower than -5%, the power curve probably is too optimistic due to uncertainty in power curve measurement.

Power curve

Original data, Air density: 1.225 kg/m³

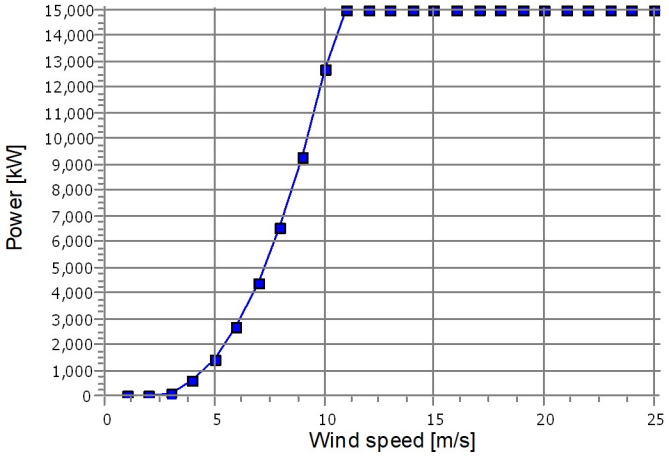
Wind speed [m/s]	Power [kW]	Cp	Wind speed [m/s]	Ct curve
3.0	70.0	0.09	3.0	0.82
3.5	302.0	0.25	3.5	0.80
4.0	595.1	0.34	4.0	0.81
4.5	964.9	0.38	4.5	0.82
4.8	1,185.1	0.40	4.8	0.82
5.0	1,429.2	0.41	5.0	0.82
5.3	1,695.2	0.42	5.3	0.83
6.0	2,656.3	0.44	6.0	0.83
6.2	2,957.2	0.45	6.2	0.83
6.4	3,275.7	0.45	6.4	0.83
6.5	3,442.7	0.45	6.5	0.83
6.6	3,528.7	0.45	6.6	0.83
6.6	3,615.0	0.45	6.6	0.82
6.7	3,791.2	0.45	6.7	0.82
6.8	3,972.0	0.46	6.8	0.82
6.9	4,155.6	0.46	6.9	0.81
6.9	4,192.4	0.46	6.9	0.81
6.9	4,210.8	0.46	6.9	0.81
6.9	4,228.8	0.46	6.9	0.81
7.0	4,247.2	0.46	7.0	0.81
7.0	4,265.5	0.46	7.0	0.81
7.0	4,283.9	0.46	7.0	0.81
7.0	4,301.9	0.46	7.0	0.81
7.0	4,320.3	0.46	7.0	0.81
7.0	4,339.3	0.46	7.0	0.81
7.5	5,338.8	0.46	7.5	0.81
8.0	6,481.1	0.46	8.0	0.80
8.5	7,774.6	0.46	8.5	0.80
9.0	9,229.2	0.46	9.0	0.80
9.5	10,855.0	0.46	9.5	0.80
10.0	12,661.3	0.46	10.0	0.80
10.3	13,638.1	0.46	10.3	0.80
10.5	14,660.7	0.46	10.5	0.80
10.6	14,994.8	0.45	10.6	0.77
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.71
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.70
10.7	14,994.6	0.44	10.7	0.69
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.68
10.8	14,994.6	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.6	0.43	10.8	0.67
10.8	14,994.5	0.43	10.8	0.67
10.9	14,994.4	0.42	10.9	0.64
11.0	14,994.3	0.41	11.0	0.61
11.3	14,994.0	0.38	11.3	0.55
11.5	14,994.1	0.36	11.5	0.50
11.8	14,994.2	0.33	11.8	0.46
12.0	14,994.2	0.31	12.0	0.43
13.0	14,994.8	0.25	13.0	0.32
14.0	14,994.8	0.20	14.0	0.25
15.0	14,994.8	0.16	15.0	0.20
17.5	14,994.8	0.10	17.5	0.13
20.0	14,994.8	0.07	20.0	0.09
22.5	14,996.3	0.05	22.5	0.06
25.0	14,997.6	0.03	25.0	0.05

Power and efficiency vs. wind speed

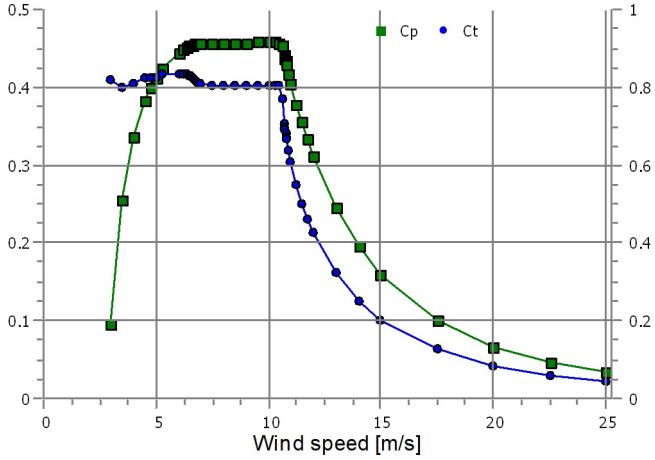
Data used in calculation, Mean air density: 1.230 kg/m³

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Cp
1.0	0.0	0.00
2.0	0.0	0.00
3.0	71.8	0.10
4.0	598.8	0.34
5.0	1,435.9	0.41
6.0	2,667.6	0.44
7.0	4,356.8	0.46
8.0	6,507.2	0.46
9.0	9,268.7	0.46
10.0	12,720.6	0.46
11.0	14,994.2	0.40
12.0	14,994.2	0.31
13.0	14,994.8	0.25
14.0	14,994.8	0.20
15.0	14,994.8	0.16
16.0	14,994.8	0.13
17.0	14,994.8	0.11
18.0	14,994.8	0.09
19.0	14,994.8	0.08
20.0	14,994.9	0.07
21.0	14,995.4	0.06
22.0	14,996.0	0.05
23.0	14,996.3	0.04
24.0	14,996.3	0.04
25.0	14,997.6	0.03

Power curve
For air density: 1.230 kg/m³ and reference climate data



Cp and Ct curve
For air density: 1.230 kg/m³ and reference climate data



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN Wind data: 1 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071); Hub height: 150.0

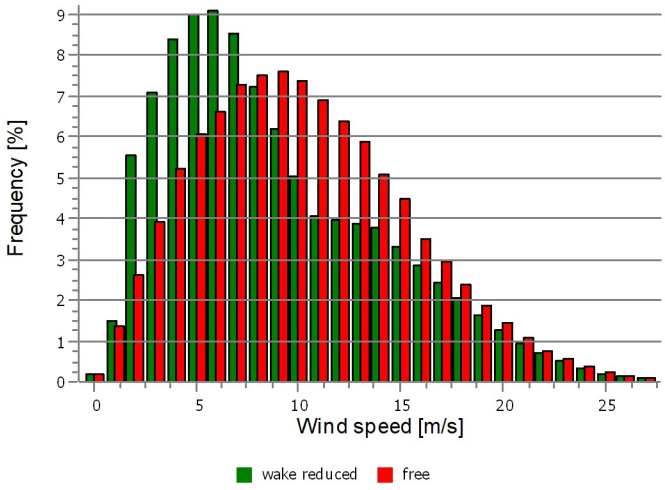
Site coordinates

Dutch Stereo-RD/NAP 2008
East: 40,939 North: 556,901
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34071)
Masts used
Take nearest

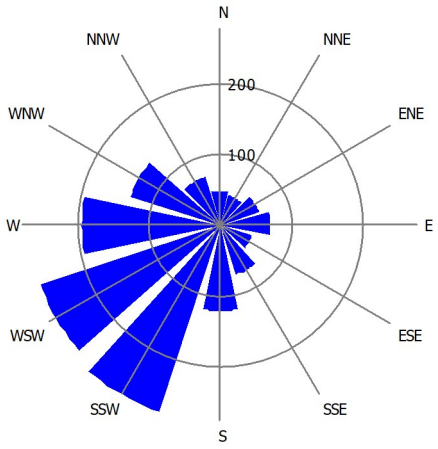
Winddata for site

Sector	Free mean wind speed [m/s]	Wake reduced mean wind speed [m/s]	Frequency [%]
0 N	8.4	6.1	6.4
1 NNE	8.1	6.1	5.5
2 ENE	8.8	6.7	6.1
3 E	9.4	7.1	6.7
4 ESE	8.8	6.3	5.4
5 SSE	8.8	8.5	4.9
6 S	10.6	9.8	7.6
7 SSW	12.5	11.4	14.8
8 WSW	11.8	10.7	14.7
9 W	10.7	10.1	11.3
10 WNW	9.6	8.9	8.9
11 NNW	9.3	6.9	7.6
All	10.2	8.8	100.0

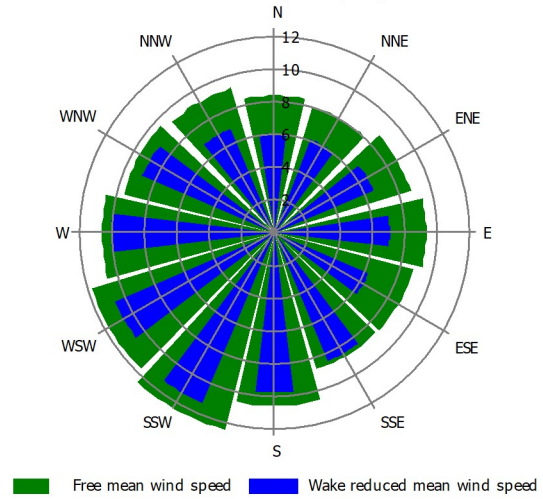
Wind distribution



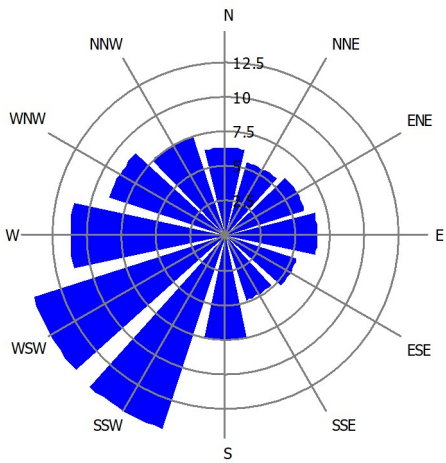
Energy Rose (WTG) (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN Wind data: 2 - IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072); Hub height: 150.0

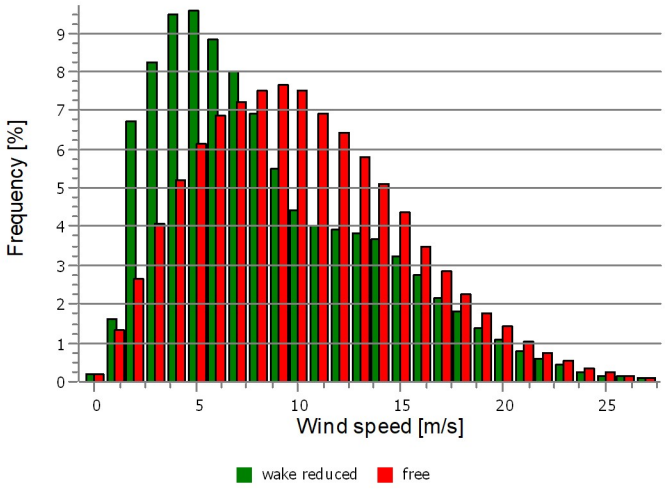
Site coordinates

Dutch Stereo-RD/NAP 2008
East: 53,651 North: 559,967
IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (34072)
Masts used
Take nearest

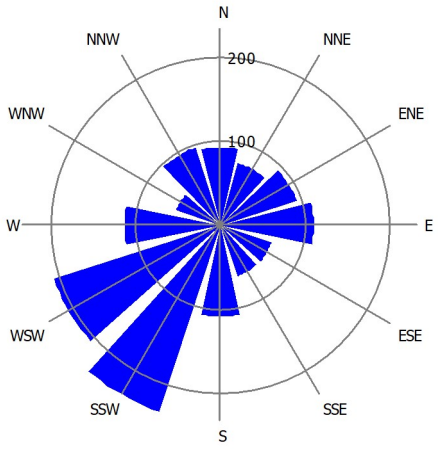
Winddata for site

Sector	Free mean wind speed [m/s]	Wake reduced mean wind speed [m/s]	Frequency [%]
0 N	8.4	8.4	6.4
1 NNE	8.2	8.1	5.5
2 ENE	8.8	8.7	6.1
3 E	9.3	9.1	6.7
4 ESE	8.8	7.3	5.4
5 SSE	8.6	7.8	4.9
6 S	10.4	9.2	7.6
7 SSW	12.3	10.3	14.8
8 WSW	11.8	9.3	14.7
9 W	10.7	7.5	11.3
10 WNW	9.6	5.6	8.9
11 NNW	9.3	8.0	7.6
All	10.1	8.5	100.0

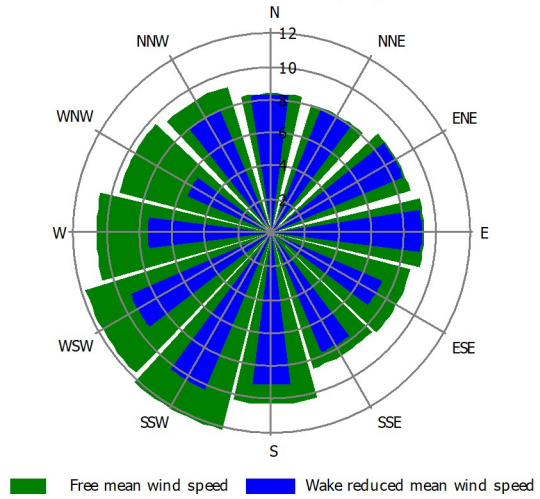
Wind distribution



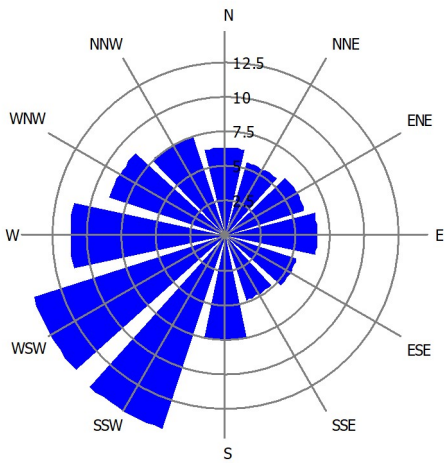
Energy Rose (WTG) (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



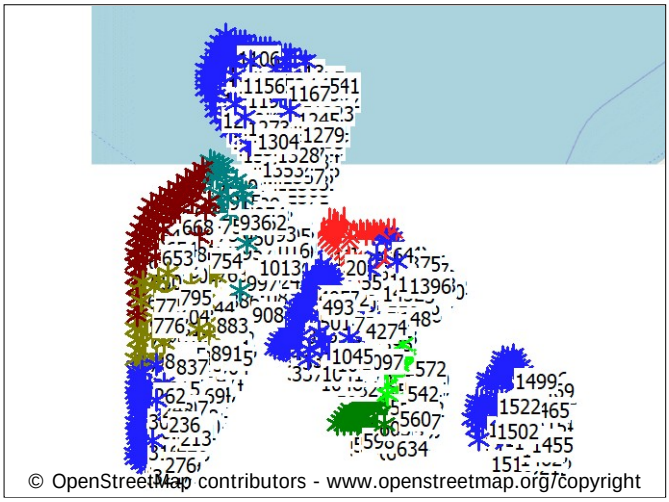
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

WTG distances

	Z [m]	Nearest WTG	Z [m]	Horizontal distance [m]	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
1	0.0	1439	0.0	604	2.5	2.5
2	0.0	1380	0.0	431	1.8	1.8
3	0.0	1382	0.0	816	3.4	3.4
4	0.0	5	0.0	1,478	6.2	6.2
5	0.0	9	0.0	1,156	4.8	4.8
6	0.0	151	0.0	1,386	5.8	5.8
7	0.0	8	0.0	1,276	5.3	5.3
8	0.0	9	0.0	1,242	5.2	5.2
9	0.0	5	0.0	1,156	4.8	4.8
10	0.0	9	0.0	2,070	8.6	8.6
11	0.0	16	0.0	1,417	5.9	5.9
12	0.0	13	0.0	1,395	5.8	5.8
13	0.0	18	0.0	1,157	4.8	4.8
14	0.0	13	0.0	1,254	5.2	5.2
15	0.0	9	0.0	1,157	4.8	4.8
16	0.0	20	0.0	1,157	4.8	4.8
17	0.0	21	0.0	1,157	4.8	4.8
18	0.0	13	0.0	1,157	4.8	4.8
19	0.0	23	0.0	1,006	4.2	4.2
20	0.0	25	0.0	1,157	4.8	4.8
21	0.0	17	0.0	1,157	4.8	4.8
22	0.0	18	0.0	1,157	4.8	4.8
23	0.0	19	0.0	1,006	4.2	4.2
24	0.0	19	0.0	1,053	4.4	4.4
25	0.0	20	0.0	1,157	4.8	4.8
26	0.0	21	0.0	1,157	4.8	4.8
27	0.0	22	0.0	1,157	4.8	4.8
28	0.0	34	0.0	1,157	4.8	4.8
29	0.0	24	0.0	1,156	4.8	4.8
30	0.0	36	0.0	1,156	4.8	4.8
31	0.0	38	0.0	1,157	4.8	4.8
32	0.0	26	0.0	1,157	4.8	4.8
33	0.0	27	0.0	1,157	4.8	4.8
34	0.0	28	0.0	1,157	4.8	4.8
35	0.0	29	0.0	1,156	4.8	4.8
36	0.0	30	0.0	1,156	4.8	4.8
37	0.0	44	0.0	1,156	4.8	4.8
38	0.0	31	0.0	1,157	4.8	4.8
39	0.0	32	0.0	1,157	4.8	4.8
40	0.0	33	0.0	1,157	4.8	4.8
41	0.0	34	0.0	1,157	4.8	4.8
42	0.0	35	0.0	1,156	4.8	4.8
43	0.0	36	0.0	1,156	4.8	4.8
44	0.0	37	0.0	1,156	4.8	4.8
45	0.0	53	0.0	1,156	4.8	4.8
46	0.0	55	0.0	1,157	4.8	4.8
47	0.0	39	0.0	1,157	4.8	4.8
48	0.0	40	0.0	1,157	4.8	4.8
49	0.0	41	0.0	1,157	4.8	4.8
50	0.0	42	0.0	1,156	4.8	4.8
51	0.0	43	0.0	1,156	4.8	4.8
52	0.0	44	0.0	1,156	4.8	4.8
53	0.0	45	0.0	1,156	4.8	4.8
54	0.0	63	0.0	1,155	4.8	4.8
55	0.0	46	0.0	1,157	4.8	4.8
56	0.0	47	0.0	1,157	4.8	4.8
57	0.0	48	0.0	1,157	4.8	4.8
58	0.0	49	0.0	1,157	4.8	4.8
59	0.0	68	0.0	1,156	4.8	4.8
60	0.0	69	0.0	1,155	4.8	4.8
61	0.0	70	0.0	1,155	4.8	4.8
62	0.0	71	0.0	1,154	4.8	4.8
63	0.0	72	0.0	1,154	4.8	4.8



To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z [m]	Nearest WTG	Z [m]	Horizontal distance [m]	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
64	0.0	73	0.0	1,153	4.8	4.8
65	0.0	93	0.0	1,068	4.5	4.5
66	0.0	56	0.0	1,157	4.8	4.8
67	0.0	58	0.0	1,157	4.8	4.8
68	0.0	59	0.0	1,156	4.8	4.8
69	0.0	60	0.0	1,155	4.8	4.8
70	0.0	61	0.0	1,155	4.8	4.8
71	0.0	62	0.0	1,154	4.8	4.8
72	0.0	63	0.0	1,154	4.8	4.8
73	0.0	64	0.0	1,153	4.8	4.8
74	0.0	1373	0.0	1,360	5.7	5.7
75	0.0	1414	0.0	889	3.7	3.7
76	0.0	87	0.0	1,156	4.8	4.8
77	0.0	1391	0.0	574	2.4	2.4
78	0.0	1391	0.0	708	2.9	2.9
79	0.0	1375	0.0	901	3.8	3.8
80	0.0	1373	0.0	719	3.0	3.0
81	0.0	1389	0.0	596	2.5	2.5
82	0.0	74	0.0	1,564	6.5	6.5
83	0.0	1430	0.0	215	0.9	0.9
84	0.0	1430	0.0	1,258	5.2	5.2
85	0.0	1415	0.0	628	2.6	2.6
86	0.0	1406	0.0	425	1.8	1.8
87	0.0	1406	0.0	832	3.5	3.5
88	0.0	1392	0.0	700	2.9	2.9
89	0.0	1383	0.0	600	2.5	2.5
90	0.0	1383	0.0	683	2.8	2.8
91	0.0	1374	0.0	808	3.4	3.4
92	0.0	1374	0.0	547	2.3	2.3
93	0.0	1438	0.0	435	1.8	1.8
94	0.0	1423	0.0	60	0.3	0.3
95	0.0	1407	0.0	504	2.1	2.1
96	0.0	1399	0.0	549	2.3	2.3
97	0.0	1399	0.0	858	3.6	3.6
98	0.0	1384	0.0	639	2.7	2.7
99	0.0	1384	0.0	625	2.6	2.6
100	0.0	1376	0.0	756	3.1	3.1
101	0.0	1416	0.0	379	1.6	1.6
102	0.0	1408	0.0	652	2.7	2.7
103	0.0	1400	0.0	511	2.1	2.1
104	0.0	1393	0.0	756	3.2	3.2
105	0.0	1385	0.0	746	3.1	3.1
106	0.0	1385	0.0	642	2.7	2.7
107	0.0	1377	0.0	617	2.6	2.6
108	0.0	1441	0.0	271	1.1	1.1
109	0.0	1425	0.0	690	2.9	2.9
110	0.0	1432	0.0	476	2.0	2.0
111	0.0	1401	0.0	566	2.4	2.4
112	0.0	1394	0.0	647	2.7	2.7
113	0.0	1394	0.0	804	3.3	3.3
114	0.0	1378	0.0	717	3.0	3.0
115	0.0	1442	0.0	262	1.1	1.1
116	0.0	1433	0.0	501	2.1	2.1
117	0.0	1426	0.0	617	2.6	2.6
118	0.0	1418	0.0	418	1.7	1.7
119	0.0	1395	0.0	604	2.5	2.5
120	0.0	1395	0.0	684	2.9	2.9
121	0.0	1379	0.0	805	3.4	3.4
122	0.0	1443	0.0	402	1.7	1.7
123	0.0	1434	0.0	365	1.5	1.5
124	0.0	1426	0.0	760	3.2	3.2
125	0.0	1419	0.0	492	2.0	2.0
126	0.0	1410	0.0	553	2.3	2.3

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
127	0.0	1396	0.0	623	2.6	2.6
128	0.0	1387	0.0	761	3.2	3.2
129	0.0	1444	0.0	593	2.5	2.5
130	0.0	1435	0.0	336	1.4	1.4
131	0.0	1427	0.0	588	2.5	2.5
132	0.0	1420	0.0	638	2.7	2.7
133	0.0	1411	0.0	511	2.1	2.1
134	0.0	1411	0.0	761	3.2	3.2
135	0.0	1444	0.0	694	2.9	2.9
136	0.0	1436	0.0	437	1.8	1.8
137	0.0	1428	0.0	461	1.9	1.9
138	0.0	1421	0.0	819	3.4	3.4
139	0.0	1412	0.0	561	2.3	2.3
140	0.0	1404	0.0	650	2.7	2.7
141	0.0	1398	0.0	320	1.3	1.3
142	0.0	1445	0.0	511	2.1	2.1
143	0.0	1437	0.0	605	2.5	2.5
144	0.0	1429	0.0	422	1.8	1.8
145	0.0	1421	0.0	672	2.8	2.8
146	0.0	1413	0.0	684	2.8	2.8
147	0.0	1405	0.0	604	2.5	2.5
148	0.0	1446	0.0	936	3.9	3.9
149	0.0	1437	0.0	771	3.2	3.2
150	0.0	144	0.0	1,157	4.8	4.8
151	0.0	6	0.0	1,386	5.8	5.8
152	0.0	1405	0.0	1,021	4.3	4.3
153	0.0	1382	0.0	566	2.4	2.4
154	0.0	155	0.0	1,353	8.1	8.1
155	0.0	897	0.0	1,147	6.9	4.9
156	0.0	159	0.0	1,353	8.1	8.1
157	0.0	160	0.0	1,353	8.2	8.2
158	0.0	897	0.0	1,281	7.7	5.4
159	0.0	156	0.0	1,353	8.1	8.1
160	0.0	157	0.0	1,353	8.2	8.2
161	0.0	165	0.0	1,354	8.2	8.2
162	0.0	167	0.0	1,353	8.1	8.1
163	0.0	168	0.0	1,353	8.1	8.1
164	0.0	169	0.0	1,353	8.2	8.2
165	0.0	170	0.0	1,354	8.2	8.2
166	0.0	171	0.0	1,354	8.2	8.2
167	0.0	876	0.0	1,087	6.5	4.6
168	0.0	163	0.0	1,353	8.1	8.1
169	0.0	164	0.0	1,353	8.2	8.2
170	0.0	165	0.0	1,354	8.2	8.2
171	0.0	178	0.0	1,354	8.2	8.2
172	0.0	179	0.0	1,354	8.2	8.2
173	0.0	180	0.0	1,355	8.2	8.2
174	0.0	876	0.0	964	5.8	4.1
175	0.0	183	0.0	1,353	8.1	8.1
176	0.0	184	0.0	1,353	8.2	8.2
177	0.0	170	0.0	1,354	8.2	8.2
178	0.0	171	0.0	1,354	8.2	8.2
179	0.0	187	0.0	1,354	8.2	8.2
180	0.0	173	0.0	1,355	8.2	8.2
181	0.0	189	0.0	1,355	8.2	8.2
182	0.0	192	0.0	1,353	8.1	8.1
183	0.0	175	0.0	1,353	8.1	8.1
184	0.0	176	0.0	1,353	8.2	8.2
185	0.0	177	0.0	1,354	8.2	8.2
186	0.0	196	0.0	1,354	8.2	8.2
187	0.0	197	0.0	1,354	8.2	8.2
188	0.0	180	0.0	1,355	8.2	8.2
189	0.0	181	0.0	1,355	8.2	8.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
190	0.0	200	0.0	1,356	8.2	8.2
191	0.0	201	0.0	1,356	8.2	8.2
192	0.0	849	0.0	1,122	6.8	4.8
193	0.0	204	0.0	1,353	8.2	8.2
194	0.0	205	0.0	1,353	8.2	8.2
195	0.0	206	0.0	1,354	8.2	8.2
196	0.0	186	0.0	1,354	8.2	8.2
197	0.0	187	0.0	1,354	8.2	8.2
198	0.0	188	0.0	1,355	8.2	8.2
199	0.0	210	0.0	1,355	8.2	8.2
200	0.0	211	0.0	1,355	8.2	8.2
201	0.0	191	0.0	1,356	8.2	8.2
202	0.0	213	0.0	1,356	8.2	8.2
203	0.0	849	0.0	647	3.9	2.7
204	0.0	216	0.0	1,353	8.1	8.1
205	0.0	194	0.0	1,353	8.2	8.2
206	0.0	195	0.0	1,354	8.2	8.2
207	0.0	196	0.0	1,354	8.2	8.2
208	0.0	220	0.0	1,354	8.2	8.2
209	0.0	221	0.0	1,355	8.2	8.2
210	0.0	199	0.0	1,355	8.2	8.2
211	0.0	200	0.0	1,355	8.2	8.2
212	0.0	201	0.0	1,356	8.2	8.2
213	0.0	202	0.0	1,356	8.2	8.2
214	0.0	226	0.0	1,357	8.2	8.2
215	0.0	203	0.0	1,352	8.1	8.1
216	0.0	204	0.0	1,353	8.1	8.1
217	0.0	231	0.0	1,353	8.2	8.2
218	0.0	232	0.0	1,354	8.2	8.2
219	0.0	207	0.0	1,354	8.2	8.2
220	0.0	208	0.0	1,354	8.2	8.2
221	0.0	209	0.0	1,355	8.2	8.2
222	0.0	210	0.0	1,355	8.2	8.2
223	0.0	237	0.0	1,356	8.2	8.2
224	0.0	238	0.0	1,356	8.2	8.2
225	0.0	239	0.0	1,356	8.2	8.2
226	0.0	214	0.0	1,357	8.2	8.2
227	0.0	241	0.0	1,357	8.2	8.2
228	0.0	242	0.0	1,357	8.2	8.2
229	0.0	821	0.0	1,244	7.5	5.3
230	0.0	245	0.0	1,353	8.1	8.1
231	0.0	217	0.0	1,353	8.2	8.2
232	0.0	218	0.0	1,354	8.2	8.2
233	0.0	248	0.0	1,354	8.2	8.2
234	0.0	249	0.0	1,354	8.2	8.2
235	0.0	250	0.0	1,355	8.2	8.2
236	0.0	222	0.0	1,355	8.2	8.2
237	0.0	252	0.0	1,355	8.2	8.2
238	0.0	224	0.0	1,356	8.2	8.2
239	0.0	225	0.0	1,356	8.2	8.2
240	0.0	255	0.0	1,357	8.2	8.2
241	0.0	227	0.0	1,357	8.2	8.2
242	0.0	257	0.0	1,357	8.2	8.2
243	0.0	258	0.0	1,358	8.2	8.2
244	0.0	821	0.0	335	2.0	1.4
245	0.0	262	0.0	1,353	8.1	8.1
246	0.0	231	0.0	1,353	8.2	8.2
247	0.0	264	0.0	1,354	8.2	8.2
248	0.0	233	0.0	1,354	8.2	8.2
249	0.0	234	0.0	1,354	8.2	8.2
250	0.0	235	0.0	1,355	8.2	8.2
251	0.0	268	0.0	1,355	8.2	8.2
252	0.0	237	0.0	1,355	8.2	8.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
253	0.0	270	0.0	1,356	8.2	8.2
254	0.0	239	0.0	1,356	8.2	8.2
255	0.0	272	0.0	1,357	8.2	8.2
256	0.0	273	0.0	1,357	8.2	8.2
257	0.0	242	0.0	1,357	8.2	8.2
258	0.0	243	0.0	1,358	8.2	8.2
259	0.0	276	0.0	1,358	8.2	8.2
260	0.0	277	0.0	1,359	8.2	8.2
261	0.0	808	0.0	1,228	7.4	5.2
262	0.0	245	0.0	1,353	8.1	8.1
263	0.0	246	0.0	1,353	8.2	8.2
264	0.0	247	0.0	1,354	8.2	8.2
265	0.0	248	0.0	1,354	8.2	8.2
266	0.0	249	0.0	1,354	8.2	8.2
267	0.0	250	0.0	1,355	8.2	8.2
268	0.0	251	0.0	1,355	8.2	8.2
269	0.0	287	0.0	1,356	8.2	8.2
270	0.0	253	0.0	1,356	8.2	8.2
271	0.0	289	0.0	1,356	8.2	8.2
272	0.0	255	0.0	1,357	8.2	8.2
273	0.0	256	0.0	1,357	8.2	8.2
274	0.0	257	0.0	1,357	8.2	8.2
275	0.0	258	0.0	1,358	8.2	8.2
276	0.0	259	0.0	1,358	8.2	8.2
277	0.0	260	0.0	1,359	8.2	8.2
278	0.0	277	0.0	1,359	8.2	8.2
279	0.0	261	0.0	1,353	8.1	8.1
280	0.0	262	0.0	1,353	8.2	8.2
281	0.0	263	0.0	1,353	8.2	8.2
282	0.0	264	0.0	1,354	8.2	8.2
283	0.0	265	0.0	1,354	8.2	8.2
284	0.0	299	0.0	1,354	8.2	8.2
285	0.0	300	0.0	1,354	8.2	8.2
286	0.0	301	0.0	1,354	8.2	8.2
287	0.0	302	0.0	1,355	8.2	8.2
288	0.0	303	0.0	1,355	8.2	8.2
289	0.0	304	0.0	1,355	8.2	8.2
290	0.0	305	0.0	1,355	8.2	8.2
291	0.0	306	0.0	1,355	8.2	8.2
292	0.0	307	0.0	1,355	8.2	8.2
293	0.0	308	0.0	1,356	8.2	8.2
294	0.0	309	0.0	1,356	8.2	8.2
295	0.0	310	0.0	1,356	8.2	8.2
296	0.0	311	0.0	1,356	8.2	8.2
297	0.0	312	0.0	1,356	8.2	8.2
298	0.0	283	0.0	1,354	8.2	8.2
299	0.0	284	0.0	1,354	8.2	8.2
300	0.0	285	0.0	1,354	8.2	8.2
301	0.0	286	0.0	1,354	8.2	8.2
302	0.0	287	0.0	1,355	8.2	8.2
303	0.0	288	0.0	1,355	8.2	8.2
304	0.0	289	0.0	1,355	8.2	8.2
305	0.0	290	0.0	1,355	8.2	8.2
306	0.0	291	0.0	1,355	8.2	8.2
307	0.0	292	0.0	1,355	8.2	8.2
308	0.0	293	0.0	1,356	8.2	8.2
309	0.0	294	0.0	1,356	8.2	8.2
310	0.0	295	0.0	1,356	8.2	8.2
311	0.0	296	0.0	1,356	8.2	8.2
312	0.0	297	0.0	1,356	8.2	8.2
313	0.0	323	0.0	1,358	8.2	8.2
314	0.0	313	0.0	1,359	8.2	8.2
315	0.0	305	0.0	1,358	8.2	8.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
316	0.0	306	0.0	1,358	8.2	8.2
317	0.0	307	0.0	1,358	8.2	8.2
318	0.0	308	0.0	1,358	8.2	8.2
319	0.0	309	0.0	1,358	8.2	8.2
320	0.0	310	0.0	1,358	8.2	8.2
321	0.0	311	0.0	1,358	8.2	8.2
322	0.0	312	0.0	1,358	8.2	8.2
323	0.0	313	0.0	1,358	8.2	8.2
324	0.0	325	0.0	1,359	8.2	8.2
325	0.0	324	0.0	1,359	8.2	8.2
326	0.0	337	0.0	1,189	5.0	5.0
327	0.0	338	0.0	1,194	5.0	5.0
328	0.0	339	0.0	1,201	5.0	5.0
329	0.0	340	0.0	1,210	5.0	5.0
330	0.0	341	0.0	1,225	5.1	5.1
331	0.0	342	0.0	1,235	5.1	5.1
332	0.0	343	0.0	1,246	5.2	5.2
333	0.0	344	0.0	1,248	5.2	5.2
334	0.0	345	0.0	1,261	5.3	5.3
335	0.0	334	0.0	1,340	5.6	5.6
336	0.0	500	0.0	1,376	5.7	5.7
337	0.0	346	0.0	1,170	4.9	4.9
338	0.0	347	0.0	1,179	4.9	4.9
339	0.0	348	0.0	1,188	4.9	4.9
340	0.0	349	0.0	1,196	5.0	5.0
341	0.0	350	0.0	1,205	5.0	5.0
342	0.0	351	0.0	1,213	5.1	5.1
343	0.0	352	0.0	1,221	5.1	5.1
344	0.0	353	0.0	1,230	5.1	5.1
345	0.0	354	0.0	1,238	5.2	5.2
346	0.0	356	0.0	1,169	4.9	4.9
347	0.0	338	0.0	1,179	4.9	4.9
348	0.0	339	0.0	1,188	4.9	4.9
349	0.0	340	0.0	1,196	5.0	5.0
350	0.0	341	0.0	1,205	5.0	5.0
351	0.0	342	0.0	1,213	5.1	5.1
352	0.0	343	0.0	1,221	5.1	5.1
353	0.0	344	0.0	1,230	5.1	5.1
354	0.0	345	0.0	1,238	5.2	5.2
355	0.0	365	0.0	1,250	5.2	5.2
356	0.0	346	0.0	1,169	4.9	4.9
357	0.0	367	0.0	1,178	4.9	4.9
358	0.0	368	0.0	1,185	4.9	4.9
359	0.0	369	0.0	1,191	5.0	5.0
360	0.0	370	0.0	1,198	5.0	5.0
361	0.0	371	0.0	1,205	5.0	5.0
362	0.0	372	0.0	1,212	5.0	5.0
363	0.0	373	0.0	1,219	5.1	5.1
364	0.0	374	0.0	1,226	5.1	5.1
365	0.0	355	0.0	1,250	5.2	5.2
366	0.0	375	0.0	1,171	4.9	4.9
367	0.0	357	0.0	1,178	4.9	4.9
368	0.0	358	0.0	1,185	4.9	4.9
369	0.0	359	0.0	1,191	5.0	5.0
370	0.0	360	0.0	1,198	5.0	5.0
371	0.0	361	0.0	1,205	5.0	5.0
372	0.0	362	0.0	1,212	5.0	5.0
373	0.0	363	0.0	1,219	5.1	5.1
374	0.0	364	0.0	1,226	5.1	5.1
375	0.0	384	0.0	1,169	4.9	4.9
376	0.0	367	0.0	1,178	4.9	4.9
377	0.0	368	0.0	1,185	4.9	4.9
378	0.0	369	0.0	1,192	5.0	5.0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
379	0.0	370	0.0	1,199	5.0	5.0
380	0.0	371	0.0	1,206	5.0	5.0
381	0.0	372	0.0	1,213	5.1	5.1
382	0.0	373	0.0	1,220	5.1	5.1
383	0.0	374	0.0	1,227	5.1	5.1
384	0.0	375	0.0	1,169	4.9	4.9
385	0.0	376	0.0	1,182	4.9	4.9
386	0.0	377	0.0	1,191	5.0	5.0
387	0.0	378	0.0	1,196	5.0	5.0
388	0.0	379	0.0	1,203	5.0	5.0
389	0.0	380	0.0	1,214	5.1	5.1
390	0.0	381	0.0	1,219	5.1	5.1
391	0.0	382	0.0	1,228	5.1	5.1
392	0.0	483	0.0	1,281	5.3	5.3
393	0.0	394	0.0	1,063	4.4	4.4
394	0.0	393	0.0	1,063	4.4	4.4
395	0.0	396	0.0	1,176	4.9	4.9
396	0.0	395	0.0	1,176	4.9	4.9
397	0.0	398	0.0	1,150	4.8	4.8
398	0.0	397	0.0	1,150	4.8	4.8
399	0.0	400	0.0	1,054	4.4	4.4
400	0.0	399	0.0	1,054	4.4	4.4
401	0.0	402	0.0	1,099	4.6	4.6
402	0.0	401	0.0	1,099	4.6	4.6
403	0.0	404	0.0	1,189	5.0	5.0
404	0.0	403	0.0	1,189	5.0	5.0
405	0.0	406	0.0	1,215	5.1	5.1
406	0.0	395	0.0	1,192	5.0	5.0
407	0.0	408	0.0	1,092	4.6	4.6
408	0.0	407	0.0	1,092	4.6	4.6
409	0.0	410	0.0	1,127	4.7	4.7
410	0.0	409	0.0	1,127	4.7	4.7
411	0.0	412	0.0	1,259	5.2	5.2
412	0.0	411	0.0	1,259	5.2	5.2
413	0.0	414	0.0	1,230	5.1	5.1
414	0.0	413	0.0	1,230	5.1	5.1
415	0.0	416	0.0	1,145	4.8	4.8
416	0.0	415	0.0	1,145	4.8	4.8
417	0.0	418	0.0	1,194	5.0	5.0
418	0.0	417	0.0	1,194	5.0	5.0
419	0.0	420	0.0	1,273	5.3	5.3
420	0.0	419	0.0	1,273	5.3	5.3
421	0.0	422	0.0	1,303	5.4	5.4
422	0.0	423	0.0	1,299	5.4	5.4
423	0.0	424	0.0	1,161	4.8	4.8
424	0.0	423	0.0	1,161	4.8	4.8
425	0.0	426	0.0	1,196	5.0	5.0
426	0.0	425	0.0	1,196	5.0	5.0
427	0.0	438	0.0	1,293	5.4	5.4
428	0.0	427	0.0	1,347	5.6	5.6
429	0.0	430	0.0	1,316	5.5	5.5
430	0.0	429	0.0	1,316	5.5	5.5
431	0.0	432	0.0	1,243	5.2	5.2
432	0.0	431	0.0	1,243	5.2	5.2
433	0.0	434	0.0	1,279	5.3	5.3
434	0.0	433	0.0	1,279	5.3	5.3
435	0.0	436	0.0	1,357	5.7	5.7
436	0.0	435	0.0	1,357	5.7	5.7
437	0.0	436	0.0	1,460	6.1	6.1
438	0.0	427	0.0	1,293	5.4	5.4
439	0.0	440	0.0	1,230	5.1	5.1
440	0.0	439	0.0	1,230	5.1	5.1
441	0.0	442	0.0	1,266	5.3	5.3

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
442	0.0	441	0.0	1,266	5.3	5.3
443	0.0	454	0.0	1,276	5.3	5.3
444	0.0	445	0.0	1,480	6.2	6.2
445	0.0	446	0.0	1,396	5.8	5.8
446	0.0	451	0.0	1,365	5.7	5.7
447	0.0	450	0.0	1,239	5.2	5.2
448	0.0	449	0.0	954	4.0	4.0
449	0.0	448	0.0	954	4.0	4.0
450	0.0	482	0.0	1,236	5.2	5.2
451	0.0	481	0.0	1,263	5.3	5.3
452	0.0	480	0.0	1,292	5.4	5.4
453	0.0	479	0.0	1,359	5.7	5.7
454	0.0	459	0.0	965	4.0	4.0
455	0.0	458	0.0	1,037	4.3	4.3
456	0.0	457	0.0	1,102	4.6	4.6
457	0.0	456	0.0	1,102	4.6	4.6
458	0.0	455	0.0	1,037	4.3	4.3
459	0.0	454	0.0	965	4.0	4.0
460	0.0	461	0.0	2,715	11.3	11.3
461	0.0	495	0.0	2,107	8.8	8.8
462	0.0	473	0.0	1,745	7.3	7.3
463	0.0	472	0.0	1,124	4.7	4.7
464	0.0	471	0.0	1,140	4.7	4.7
465	0.0	470	0.0	1,150	4.8	4.8
466	0.0	469	0.0	1,148	4.8	4.8
467	0.0	468	0.0	1,149	4.8	4.8
468	0.0	467	0.0	1,149	4.8	4.8
469	0.0	466	0.0	1,148	4.8	4.8
470	0.0	465	0.0	1,150	4.8	4.8
471	0.0	464	0.0	1,140	4.7	4.7
472	0.0	463	0.0	1,124	4.7	4.7
473	0.0	472	0.0	1,354	5.6	5.6
474	0.0	526	0.0	1,409	5.9	5.9
475	0.0	476	0.0	1,257	5.2	5.2
476	0.0	477	0.0	1,172	4.9	4.9
477	0.0	476	0.0	1,172	4.9	4.9
478	0.0	525	0.0	1,361	5.7	5.7
479	0.0	516	0.0	1,158	4.8	4.8
480	0.0	515	0.0	1,126	4.7	4.7
481	0.0	506	0.0	1,096	4.6	4.6
482	0.0	505	0.0	1,067	4.4	4.4
483	0.0	484	0.0	1,042	4.3	4.3
484	0.0	483	0.0	1,042	4.3	4.3
485	0.0	504	0.0	1,165	4.9	4.9
486	0.0	503	0.0	1,133	4.7	4.7
487	0.0	502	0.0	1,097	4.6	4.6
488	0.0	501	0.0	1,070	4.5	4.5
489	0.0	490	0.0	1,033	4.3	4.3
490	0.0	489	0.0	1,033	4.3	4.3
491	0.0	510	0.0	1,048	4.4	4.4
492	0.0	511	0.0	1,126	4.7	4.7
493	0.0	520	0.0	1,209	5.0	5.0
494	0.0	521	0.0	1,298	5.4	5.4
495	0.0	496	0.0	1,495	6.2	6.2
496	0.0	497	0.0	1,415	5.9	5.9
497	0.0	498	0.0	1,273	5.3	5.3
498	0.0	497	0.0	1,273	5.3	5.3
499	0.0	500	0.0	1,047	4.4	4.4
500	0.0	499	0.0	1,047	4.4	4.4
501	0.0	488	0.0	1,070	4.5	4.5
502	0.0	487	0.0	1,097	4.6	4.6
503	0.0	486	0.0	1,133	4.7	4.7
504	0.0	485	0.0	1,165	4.9	4.9

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
505	0.0	482	0.0	1,067	4.4	4.4
506	0.0	481	0.0	1,096	4.6	4.6
507	0.0	508	0.0	1,166	4.9	4.9
508	0.0	507	0.0	1,166	4.9	4.9
509	0.0	508	0.0	1,266	5.3	5.3
510	0.0	491	0.0	1,048	4.4	4.4
511	0.0	492	0.0	1,126	4.7	4.7
512	0.0	513	0.0	1,260	5.2	5.2
513	0.0	514	0.0	1,164	4.8	4.8
514	0.0	513	0.0	1,164	4.8	4.8
515	0.0	480	0.0	1,126	4.7	4.7
516	0.0	479	0.0	1,158	4.8	4.8
517	0.0	518	0.0	1,162	4.8	4.8
518	0.0	517	0.0	1,162	4.8	4.8
519	0.0	518	0.0	1,254	5.2	5.2
520	0.0	493	0.0	1,209	5.0	5.0
521	0.0	494	0.0	1,298	5.4	5.4
522	0.0	523	0.0	1,253	5.2	5.2
523	0.0	524	0.0	1,165	4.9	4.9
524	0.0	523	0.0	1,165	4.9	4.9
525	0.0	528	0.0	1,224	5.1	5.1
526	0.0	474	0.0	1,409	5.9	5.9
527	0.0	459	0.0	1,292	5.4	5.4
528	0.0	525	0.0	1,224	5.1	5.1
529	0.0	538	0.0	1,355	5.6	5.6
530	0.0	572	0.0	1,202	5.0	5.0
531	0.0	573	0.0	1,202	5.0	5.0
532	0.0	574	0.0	1,202	5.0	5.0
533	0.0	575	0.0	1,202	5.0	5.0
534	0.0	576	0.0	1,202	5.0	5.0
535	0.0	577	0.0	1,202	5.0	5.0
536	0.0	578	0.0	1,203	5.0	5.0
537	0.0	579	0.0	1,203	5.0	5.0
538	0.0	546	0.0	1,355	5.6	5.6
539	0.0	531	0.0	1,354	5.6	5.6
540	0.0	532	0.0	1,354	5.6	5.6
541	0.0	533	0.0	1,355	5.6	5.6
542	0.0	534	0.0	1,355	5.6	5.6
543	0.0	535	0.0	1,355	5.6	5.6
544	0.0	536	0.0	1,355	5.6	5.6
545	0.0	537	0.0	1,355	5.6	5.6
546	0.0	538	0.0	1,355	5.6	5.6
547	0.0	555	0.0	1,355	5.6	5.6
548	0.0	540	0.0	1,355	5.6	5.6
549	0.0	541	0.0	1,355	5.6	5.6
550	0.0	542	0.0	1,355	5.6	5.6
551	0.0	543	0.0	1,355	5.6	5.6
552	0.0	544	0.0	1,355	5.6	5.6
553	0.0	545	0.0	1,355	5.6	5.6
554	0.0	546	0.0	1,355	5.6	5.6
555	0.0	547	0.0	1,355	5.6	5.6
556	0.0	550	0.0	1,357	5.7	5.7
557	0.0	562	0.0	1,356	5.7	5.7
558	0.0	563	0.0	1,356	5.7	5.7
559	0.0	564	0.0	1,356	5.7	5.7
560	0.0	565	0.0	1,356	5.7	5.7
561	0.0	555	0.0	1,356	5.7	5.7
562	0.0	557	0.0	1,356	5.7	5.7
563	0.0	558	0.0	1,356	5.7	5.7
564	0.0	559	0.0	1,356	5.7	5.7
565	0.0	560	0.0	1,356	5.7	5.7
566	0.0	561	0.0	1,357	5.7	5.7
567	0.0	564	0.0	1,359	5.7	5.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
568	0.0	570	0.0	1,358	5.7	5.7
569	0.0	571	0.0	1,358	5.7	5.7
570	0.0	568	0.0	1,358	5.7	5.7
571	0.0	569	0.0	1,358	5.7	5.7
572	0.0	530	0.0	1,202	5.0	5.0
573	0.0	531	0.0	1,202	5.0	5.0
574	0.0	532	0.0	1,202	5.0	5.0
575	0.0	533	0.0	1,202	5.0	5.0
576	0.0	534	0.0	1,202	5.0	5.0
577	0.0	535	0.0	1,202	5.0	5.0
578	0.0	536	0.0	1,203	5.0	5.0
579	0.0	537	0.0	1,203	5.0	5.0
580	0.0	581	0.0	1,341	5.6	5.6
581	0.0	580	0.0	1,341	5.6	5.6
582	0.0	583	0.0	1,416	5.9	5.9
583	0.0	584	0.0	1,416	5.9	5.9
584	0.0	583	0.0	1,416	5.9	5.9
585	0.0	584	0.0	1,416	5.9	5.9
586	0.0	585	0.0	1,416	5.9	5.9
587	0.0	586	0.0	1,416	5.9	5.9
588	0.0	587	0.0	1,416	5.9	5.9
589	0.0	588	0.0	1,416	5.9	5.9
590	0.0	589	0.0	1,416	5.9	5.9
591	0.0	590	0.0	1,416	5.9	5.9
592	0.0	593	0.0	1,416	5.9	5.9
593	0.0	594	0.0	1,416	5.9	5.9
594	0.0	593	0.0	1,416	5.9	5.9
595	0.0	594	0.0	1,416	5.9	5.9
596	0.0	595	0.0	1,416	5.9	5.9
597	0.0	596	0.0	1,416	5.9	5.9
598	0.0	597	0.0	1,416	5.9	5.9
599	0.0	598	0.0	1,416	5.9	5.9
600	0.0	599	0.0	1,416	5.9	5.9
601	0.0	602	0.0	1,416	5.9	5.9
602	0.0	603	0.0	1,416	5.9	5.9
603	0.0	602	0.0	1,416	5.9	5.9
604	0.0	603	0.0	1,416	5.9	5.9
605	0.0	604	0.0	1,416	5.9	5.9
606	0.0	605	0.0	1,416	5.9	5.9
607	0.0	606	0.0	1,416	5.9	5.9
608	0.0	607	0.0	1,416	5.9	5.9
609	0.0	610	0.0	1,416	5.9	5.9
610	0.0	611	0.0	1,416	5.9	5.9
611	0.0	610	0.0	1,416	5.9	5.9
612	0.0	611	0.0	1,416	5.9	5.9
613	0.0	612	0.0	1,416	5.9	5.9
614	0.0	613	0.0	1,416	5.9	5.9
615	0.0	614	0.0	1,416	5.9	5.9
616	0.0	617	0.0	1,416	5.9	5.9
617	0.0	618	0.0	1,416	5.9	5.9
618	0.0	617	0.0	1,416	5.9	5.9
619	0.0	618	0.0	1,416	5.9	5.9
620	0.0	619	0.0	1,416	5.9	5.9
621	0.0	620	0.0	1,416	5.9	5.9
622	0.0	623	0.0	1,416	5.9	5.9
623	0.0	624	0.0	1,416	5.9	5.9
624	0.0	623	0.0	1,416	5.9	5.9
625	0.0	624	0.0	1,416	5.9	5.9
626	0.0	625	0.0	1,416	5.9	5.9
627	0.0	626	0.0	1,416	5.9	5.9
628	0.0	629	0.0	1,416	5.9	5.9
629	0.0	630	0.0	1,416	5.9	5.9
630	0.0	629	0.0	1,416	5.9	5.9

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
631	0.0	630	0.0	1,416	5.9	5.9
632	0.0	631	0.0	1,416	5.9	5.9
633	0.0	634	0.0	1,416	5.9	5.9
634	0.0	635	0.0	1,416	5.9	5.9
635	0.0	634	0.0	1,416	5.9	5.9
636	0.0	776	0.0	1,501	6.4	6.4
637	0.0	782	0.0	1,826	7.7	7.7
638	0.0	644	0.0	1,404	6.0	6.0
639	0.0	645	0.0	1,404	5.9	5.9
640	0.0	646	0.0	1,404	5.9	5.9
641	0.0	647	0.0	1,404	5.9	5.9
642	0.0	648	0.0	1,404	5.9	5.9
643	0.0	651	0.0	1,405	6.0	6.0
644	0.0	638	0.0	1,404	6.0	6.0
645	0.0	639	0.0	1,404	5.9	5.9
646	0.0	640	0.0	1,404	5.9	5.9
647	0.0	641	0.0	1,404	5.9	5.9
648	0.0	642	0.0	1,404	5.9	5.9
649	0.0	657	0.0	1,404	6.0	6.0
650	0.0	661	0.0	1,405	6.0	6.0
651	0.0	643	0.0	1,405	6.0	6.0
652	0.0	644	0.0	1,405	6.0	6.0
653	0.0	645	0.0	1,405	6.0	6.0
654	0.0	646	0.0	1,405	6.0	6.0
655	0.0	647	0.0	1,405	6.0	6.0
656	0.0	648	0.0	1,404	6.0	6.0
657	0.0	649	0.0	1,404	6.0	6.0
658	0.0	669	0.0	1,407	6.0	6.0
659	0.0	672	0.0	1,409	6.0	6.0
660	0.0	673	0.0	1,409	6.0	6.0
661	0.0	650	0.0	1,405	6.0	6.0
662	0.0	651	0.0	1,405	6.0	6.0
663	0.0	652	0.0	1,406	6.0	6.0
664	0.0	653	0.0	1,406	6.0	6.0
665	0.0	654	0.0	1,406	6.0	6.0
666	0.0	655	0.0	1,406	6.0	6.0
667	0.0	656	0.0	1,407	6.0	6.0
668	0.0	681	0.0	1,407	6.0	6.0
669	0.0	682	0.0	1,407	6.0	6.0
670	0.0	683	0.0	1,406	6.0	6.0
671	0.0	774	0.0	1,173	5.0	5.0
672	0.0	775	0.0	1,173	5.0	5.0
673	0.0	660	0.0	1,409	6.0	6.0
674	0.0	661	0.0	1,408	6.0	6.0
675	0.0	662	0.0	1,408	6.0	6.0
676	0.0	688	0.0	1,407	6.0	6.0
677	0.0	689	0.0	1,406	6.0	6.0
678	0.0	690	0.0	1,404	6.0	6.0
679	0.0	691	0.0	1,403	5.9	5.9
680	0.0	692	0.0	1,401	5.9	5.9
681	0.0	693	0.0	1,400	5.9	5.9
682	0.0	694	0.0	1,398	5.9	5.9
683	0.0	695	0.0	1,397	5.9	5.9
684	0.0	696	0.0	1,395	5.9	5.9
685	0.0	673	0.0	1,412	6.0	6.0
686	0.0	674	0.0	1,411	6.0	6.0
687	0.0	675	0.0	1,409	6.0	6.0
688	0.0	676	0.0	1,407	6.0	6.0
689	0.0	677	0.0	1,406	6.0	6.0
690	0.0	678	0.0	1,404	6.0	6.0
691	0.0	679	0.0	1,403	5.9	5.9
692	0.0	680	0.0	1,401	5.9	5.9
693	0.0	681	0.0	1,400	5.9	5.9

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
694	0.0	682	0.0	1,398	5.9	5.9
695	0.0	683	0.0	1,397	5.9	5.9
696	0.0	684	0.0	1,395	5.9	5.9
697	0.0	709	0.0	1,399	5.9	5.9
698	0.0	711	0.0	1,409	6.0	6.0
699	0.0	712	0.0	1,408	6.0	6.0
700	0.0	713	0.0	1,407	6.0	6.0
701	0.0	714	0.0	1,407	6.0	6.0
702	0.0	715	0.0	1,406	6.0	6.0
703	0.0	691	0.0	1,406	6.0	6.0
704	0.0	692	0.0	1,404	6.0	6.0
705	0.0	693	0.0	1,403	5.9	5.9
706	0.0	694	0.0	1,402	5.9	5.9
707	0.0	695	0.0	1,401	5.9	5.9
708	0.0	696	0.0	1,400	5.9	5.9
709	0.0	697	0.0	1,399	5.9	5.9
710	0.0	723	0.0	1,401	5.9	5.9
711	0.0	787	0.0	439	1.9	1.9
712	0.0	699	0.0	1,408	6.0	6.0
713	0.0	700	0.0	1,407	6.0	6.0
714	0.0	701	0.0	1,407	6.0	6.0
715	0.0	702	0.0	1,406	6.0	6.0
716	0.0	703	0.0	1,406	6.0	6.0
717	0.0	704	0.0	1,405	6.0	6.0
718	0.0	730	0.0	1,404	6.0	6.0
719	0.0	731	0.0	1,403	5.9	5.9
720	0.0	732	0.0	1,402	5.9	5.9
721	0.0	733	0.0	1,401	5.9	5.9
722	0.0	734	0.0	1,400	5.9	5.9
723	0.0	909	0.0	1,246	5.3	5.2
724	0.0	712	0.0	1,411	6.0	6.0
725	0.0	713	0.0	1,410	6.0	6.0
726	0.0	714	0.0	1,409	6.0	6.0
727	0.0	715	0.0	1,407	6.0	6.0
728	0.0	716	0.0	1,406	6.0	6.0
729	0.0	717	0.0	1,405	6.0	6.0
730	0.0	718	0.0	1,404	6.0	6.0
731	0.0	719	0.0	1,403	5.9	5.9
732	0.0	720	0.0	1,402	5.9	5.9
733	0.0	721	0.0	1,401	5.9	5.9
734	0.0	722	0.0	1,400	5.9	5.9
735	0.0	744	0.0	1,407	6.0	6.0
736	0.0	745	0.0	1,407	6.0	6.0
737	0.0	746	0.0	1,406	6.0	6.0
738	0.0	747	0.0	1,406	6.0	6.0
739	0.0	748	0.0	1,405	6.0	6.0
740	0.0	749	0.0	1,404	6.0	6.0
741	0.0	750	0.0	1,404	5.9	5.9
742	0.0	732	0.0	1,403	5.9	5.9
743	0.0	733	0.0	1,402	5.9	5.9
744	0.0	735	0.0	1,407	6.0	6.0
745	0.0	736	0.0	1,407	6.0	6.0
746	0.0	737	0.0	1,406	6.0	6.0
747	0.0	738	0.0	1,406	6.0	6.0
748	0.0	739	0.0	1,405	6.0	6.0
749	0.0	740	0.0	1,404	6.0	6.0
750	0.0	741	0.0	1,404	5.9	5.9
751	0.0	742	0.0	1,403	5.9	5.9
752	0.0	745	0.0	1,410	6.0	6.0
753	0.0	746	0.0	1,409	6.0	6.0
754	0.0	747	0.0	1,408	6.0	6.0
755	0.0	748	0.0	1,407	6.0	6.0
756	0.0	749	0.0	1,406	6.0	6.0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
757	0.0	750	0.0	1,405	6.0	6.0
758	0.0	763	0.0	1,406	6.0	6.0
759	0.0	764	0.0	1,406	6.0	6.0
760	0.0	765	0.0	1,405	6.0	6.0
761	0.0	766	0.0	1,404	6.0	6.0
762	0.0	933	0.0	1,305	5.5	5.4
763	0.0	848	0.0	683	2.9	2.9
764	0.0	759	0.0	1,406	6.0	6.0
765	0.0	760	0.0	1,405	6.0	6.0
766	0.0	761	0.0	1,404	6.0	6.0
767	0.0	862	0.0	994	4.2	4.2
768	0.0	765	0.0	1,409	6.0	6.0
769	0.0	781	0.0	1,305	5.5	5.5
770	0.0	955	0.0	1,258	5.3	5.2
771	0.0	650	0.0	1,572	6.7	6.7
772	0.0	650	0.0	1,541	6.5	6.5
773	0.0	895	0.0	1,739	7.4	7.4
774	0.0	671	0.0	1,173	5.0	5.0
775	0.0	672	0.0	1,173	5.0	5.0
776	0.0	636	0.0	1,501	6.4	6.4
777	0.0	784	0.0	1,738	7.4	7.4
778	0.0	775	0.0	1,739	7.4	7.4
779	0.0	685	0.0	1,496	6.3	6.3
780	0.0	789	0.0	1,744	7.4	7.4
781	0.0	769	0.0	1,305	5.5	5.5
782	0.0	637	0.0	1,826	7.7	7.7
783	0.0	776	0.0	1,738	7.4	7.4
784	0.0	777	0.0	1,738	7.4	7.4
785	0.0	778	0.0	1,739	7.4	7.4
786	0.0	779	0.0	1,739	7.4	7.4
787	0.0	711	0.0	439	1.9	1.9
788	0.0	798	0.0	1,745	7.4	7.4
789	0.0	780	0.0	1,744	7.4	7.4
790	0.0	781	0.0	1,744	7.4	7.4
791	0.0	802	0.0	1,740	7.4	7.4
792	0.0	803	0.0	1,742	7.4	7.4
793	0.0	785	0.0	1,744	7.4	7.4
794	0.0	786	0.0	1,742	7.4	7.4
795	0.0	787	0.0	1,740	7.4	7.4
796	0.0	808	0.0	1,748	7.4	7.4
797	0.0	809	0.0	1,747	7.4	7.4
798	0.0	788	0.0	1,745	7.4	7.4
799	0.0	811	0.0	1,746	7.4	7.4
800	0.0	812	0.0	1,745	7.4	7.4
801	0.0	813	0.0	1,744	7.4	7.4
802	0.0	791	0.0	1,740	7.4	7.4
803	0.0	815	0.0	1,742	7.4	7.4
804	0.0	816	0.0	1,741	7.4	7.4
805	0.0	817	0.0	1,741	7.4	7.4
806	0.0	818	0.0	1,740	7.4	7.4
807	0.0	819	0.0	1,739	7.4	7.4
808	0.0	261	0.0	1,228	7.4	5.2
809	0.0	797	0.0	1,747	7.4	7.4
810	0.0	798	0.0	1,746	7.4	7.4
811	0.0	799	0.0	1,746	7.4	7.4
812	0.0	800	0.0	1,745	7.4	7.4
813	0.0	801	0.0	1,744	7.4	7.4
814	0.0	802	0.0	1,743	7.4	7.4
815	0.0	803	0.0	1,742	7.4	7.4
816	0.0	804	0.0	1,741	7.4	7.4
817	0.0	805	0.0	1,741	7.4	7.4
818	0.0	806	0.0	1,740	7.4	7.4
819	0.0	807	0.0	1,739	7.4	7.4

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z [m]	Nearest WTG	Z [m]	Horizontal distance [m]	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
820	0.0	744	0.0	1,421	6.0	6.0
821	0.0	244	0.0	335	2.0	1.4
822	0.0	809	0.0	1,747	7.4	7.4
823	0.0	810	0.0	1,746	7.4	7.4
824	0.0	837	0.0	1,745	7.4	7.4
825	0.0	838	0.0	1,744	7.4	7.4
826	0.0	839	0.0	1,743	7.4	7.4
827	0.0	840	0.0	1,741	7.4	7.4
828	0.0	841	0.0	1,740	7.4	7.4
829	0.0	842	0.0	1,739	7.4	7.4
830	0.0	843	0.0	1,738	7.4	7.4
831	0.0	844	0.0	1,736	7.4	7.4
832	0.0	845	0.0	1,735	7.4	7.4
833	0.0	846	0.0	1,734	7.3	7.3
834	0.0	847	0.0	1,733	7.3	7.3
835	0.0	215	0.0	1,479	8.9	6.3
836	0.0	823	0.0	1,746	7.4	7.4
837	0.0	824	0.0	1,745	7.4	7.4
838	0.0	825	0.0	1,744	7.4	7.4
839	0.0	826	0.0	1,743	7.4	7.4
840	0.0	827	0.0	1,741	7.4	7.4
841	0.0	828	0.0	1,740	7.4	7.4
842	0.0	829	0.0	1,739	7.4	7.4
843	0.0	830	0.0	1,738	7.4	7.4
844	0.0	831	0.0	1,736	7.4	7.4
845	0.0	832	0.0	1,735	7.4	7.4
846	0.0	833	0.0	1,734	7.3	7.3
847	0.0	860	0.0	1,730	7.3	7.3
848	0.0	763	0.0	683	2.9	2.9
849	0.0	203	0.0	647	3.9	2.7
850	0.0	836	0.0	1,746	7.4	7.4
851	0.0	837	0.0	1,746	7.4	7.4
852	0.0	838	0.0	1,745	7.4	7.4
853	0.0	866	0.0	1,743	7.4	7.4
854	0.0	867	0.0	1,742	7.4	7.4
855	0.0	868	0.0	1,741	7.4	7.4
856	0.0	870	0.0	1,731	7.3	7.3
857	0.0	871	0.0	1,734	7.3	7.3
858	0.0	872	0.0	1,736	7.4	7.4
859	0.0	846	0.0	1,735	7.4	7.4
860	0.0	847	0.0	1,730	7.3	7.3
861	0.0	848	0.0	1,726	7.3	7.3
862	0.0	767	0.0	994	4.2	4.2
863	0.0	876	0.0	1,746	7.4	7.4
864	0.0	877	0.0	1,746	7.4	7.4
865	0.0	852	0.0	1,745	7.4	7.4
866	0.0	853	0.0	1,743	7.4	7.4
867	0.0	854	0.0	1,742	7.4	7.4
868	0.0	855	0.0	1,741	7.4	7.4
869	0.0	882	0.0	1,742	7.4	7.4
870	0.0	856	0.0	1,731	7.3	7.3
871	0.0	857	0.0	1,734	7.3	7.3
872	0.0	858	0.0	1,736	7.4	7.4
873	0.0	886	0.0	1,738	7.4	7.4
874	0.0	887	0.0	1,738	7.4	7.4
875	0.0	861	0.0	1,743	7.4	7.4
876	0.0	174	0.0	964	5.8	4.1
877	0.0	864	0.0	1,746	7.4	7.4
878	0.0	865	0.0	1,745	7.4	7.4
879	0.0	866	0.0	1,744	7.4	7.4
880	0.0	891	0.0	1,743	7.4	7.4
881	0.0	892	0.0	1,742	7.4	7.4
882	0.0	893	0.0	1,741	7.4	7.4

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
883	0.0	894	0.0	1,739	7.4	7.4
884	0.0	871	0.0	1,740	7.4	7.4
885	0.0	872	0.0	1,739	7.4	7.4
886	0.0	873	0.0	1,738	7.4	7.4
887	0.0	874	0.0	1,738	7.4	7.4
888	0.0	897	0.0	1,746	7.4	7.4
889	0.0	898	0.0	1,745	7.4	7.4
890	0.0	899	0.0	1,744	7.4	7.4
891	0.0	880	0.0	1,743	7.4	7.4
892	0.0	881	0.0	1,742	7.4	7.4
893	0.0	882	0.0	1,741	7.4	7.4
894	0.0	883	0.0	1,739	7.4	7.4
895	0.0	773	0.0	1,739	7.4	7.4
896	0.0	886	0.0	1,746	7.4	7.4
897	0.0	155	0.0	1,147	6.9	4.9
898	0.0	889	0.0	1,745	7.4	7.4
899	0.0	890	0.0	1,744	7.4	7.4
900	0.0	891	0.0	1,743	7.4	7.4
901	0.0	892	0.0	1,742	7.4	7.4
902	0.0	893	0.0	1,742	7.4	7.4
903	0.0	898	0.0	1,746	7.4	7.4
904	0.0	899	0.0	1,745	7.4	7.4
905	0.0	900	0.0	1,744	7.4	7.4
906	0.0	901	0.0	1,743	7.4	7.4
907	0.0	910	0.0	1,237	5.2	5.2
908	0.0	1032	0.0	1,248	5.2	5.2
909	0.0	912	0.0	1,238	5.2	5.2
910	0.0	907	0.0	1,237	5.2	5.2
911	0.0	915	0.0	1,238	5.2	5.2
912	0.0	909	0.0	1,238	5.2	5.2
913	0.0	910	0.0	1,237	5.2	5.2
914	0.0	919	0.0	1,239	5.2	5.2
915	0.0	911	0.0	1,238	5.2	5.2
916	0.0	912	0.0	1,238	5.2	5.2
917	0.0	913	0.0	1,238	5.2	5.2
918	0.0	923	0.0	1,240	5.2	5.2
919	0.0	914	0.0	1,239	5.2	5.2
920	0.0	915	0.0	1,239	5.2	5.2
921	0.0	916	0.0	1,239	5.2	5.2
922	0.0	928	0.0	1,240	5.2	5.2
923	0.0	918	0.0	1,240	5.2	5.2
924	0.0	919	0.0	1,239	5.2	5.2
925	0.0	920	0.0	1,239	5.2	5.2
926	0.0	921	0.0	1,239	5.2	5.2
927	0.0	934	0.0	1,241	5.2	5.2
928	0.0	922	0.0	1,240	5.2	5.2
929	0.0	923	0.0	1,240	5.2	5.2
930	0.0	924	0.0	1,240	5.2	5.2
931	0.0	925	0.0	1,240	5.2	5.2
932	0.0	926	0.0	1,239	5.2	5.2
933	0.0	941	0.0	1,241	5.2	5.2
934	0.0	927	0.0	1,241	5.2	5.2
935	0.0	928	0.0	1,241	5.2	5.2
936	0.0	929	0.0	1,240	5.2	5.2
937	0.0	930	0.0	1,240	5.2	5.2
938	0.0	931	0.0	1,240	5.2	5.2
939	0.0	932	0.0	1,240	5.2	5.2
940	0.0	948	0.0	1,242	5.2	5.2
941	0.0	933	0.0	1,241	5.2	5.2
942	0.0	934	0.0	1,241	5.2	5.2
943	0.0	935	0.0	1,241	5.2	5.2
944	0.0	936	0.0	1,241	5.2	5.2
945	0.0	937	0.0	1,241	5.2	5.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
946	0.0	938	0.0	1,241	5.2	5.2
947	0.0	956	0.0	1,243	5.2	5.2
948	0.0	940	0.0	1,242	5.2	5.2
949	0.0	941	0.0	1,242	5.2	5.2
950	0.0	942	0.0	1,242	5.2	5.2
951	0.0	943	0.0	1,242	5.2	5.2
952	0.0	944	0.0	1,241	5.2	5.2
953	0.0	945	0.0	1,241	5.2	5.2
954	0.0	946	0.0	1,241	5.2	5.2
955	0.0	965	0.0	1,243	5.2	5.2
956	0.0	947	0.0	1,243	5.2	5.2
957	0.0	948	0.0	1,243	5.2	5.2
958	0.0	949	0.0	1,242	5.2	5.2
959	0.0	950	0.0	1,242	5.2	5.2
960	0.0	951	0.0	1,242	5.2	5.2
961	0.0	952	0.0	1,242	5.2	5.2
962	0.0	953	0.0	1,242	5.2	5.2
963	0.0	954	0.0	1,241	5.2	5.2
964	0.0	975	0.0	1,244	5.2	5.2
965	0.0	955	0.0	1,243	5.2	5.2
966	0.0	956	0.0	1,243	5.2	5.2
967	0.0	957	0.0	1,243	5.2	5.2
968	0.0	958	0.0	1,243	5.2	5.2
969	0.0	959	0.0	1,243	5.2	5.2
970	0.0	960	0.0	1,242	5.2	5.2
971	0.0	961	0.0	1,242	5.2	5.2
972	0.0	962	0.0	1,242	5.2	5.2
973	0.0	963	0.0	1,242	5.2	5.2
974	0.0	985	0.0	1,245	5.2	5.2
975	0.0	964	0.0	1,244	5.2	5.2
976	0.0	965	0.0	1,244	5.2	5.2
977	0.0	966	0.0	1,244	5.2	5.2
978	0.0	967	0.0	1,243	5.2	5.2
979	0.0	968	0.0	1,243	5.2	5.2
980	0.0	969	0.0	1,243	5.2	5.2
981	0.0	970	0.0	1,243	5.2	5.2
982	0.0	971	0.0	1,243	5.2	5.2
983	0.0	972	0.0	1,243	5.2	5.2
984	0.0	996	0.0	1,245	5.2	5.2
985	0.0	974	0.0	1,245	5.2	5.2
986	0.0	975	0.0	1,244	5.2	5.2
987	0.0	976	0.0	1,244	5.2	5.2
988	0.0	977	0.0	1,244	5.2	5.2
989	0.0	978	0.0	1,244	5.2	5.2
990	0.0	979	0.0	1,244	5.2	5.2
991	0.0	980	0.0	1,244	5.2	5.2
992	0.0	981	0.0	1,243	5.2	5.2
993	0.0	982	0.0	1,243	5.2	5.2
994	0.0	983	0.0	1,243	5.2	5.2
995	0.0	1008	0.0	1,246	5.2	5.2
996	0.0	984	0.0	1,245	5.2	5.2
997	0.0	985	0.0	1,245	5.2	5.2
998	0.0	986	0.0	1,245	5.2	5.2
999	0.0	987	0.0	1,245	5.2	5.2
1000	0.0	988	0.0	1,245	5.2	5.2
1001	0.0	989	0.0	1,244	5.2	5.2
1002	0.0	990	0.0	1,244	5.2	5.2
1003	0.0	991	0.0	1,244	5.2	5.2
1004	0.0	992	0.0	1,244	5.2	5.2
1005	0.0	993	0.0	1,244	5.2	5.2
1006	0.0	994	0.0	1,243	5.2	5.2
1007	0.0	1020	0.0	1,247	5.2	5.2
1008	0.0	995	0.0	1,246	5.2	5.2

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1009	0.0	996	0.0	1,246	5.2	5.2
1010	0.0	997	0.0	1,246	5.2	5.2
1011	0.0	998	0.0	1,245	5.2	5.2
1012	0.0	999	0.0	1,245	5.2	5.2
1013	0.0	1000	0.0	1,245	5.2	5.2
1014	0.0	1001	0.0	1,245	5.2	5.2
1015	0.0	1002	0.0	1,245	5.2	5.2
1016	0.0	1003	0.0	1,244	5.2	5.2
1017	0.0	1004	0.0	1,244	5.2	5.2
1018	0.0	1005	0.0	1,244	5.2	5.2
1019	0.0	1032	0.0	1,247	5.2	5.2
1020	0.0	1007	0.0	1,247	5.2	5.2
1021	0.0	1008	0.0	1,246	5.2	5.2
1022	0.0	1009	0.0	1,246	5.2	5.2
1023	0.0	1010	0.0	1,246	5.2	5.2
1024	0.0	1011	0.0	1,246	5.2	5.2
1025	0.0	1012	0.0	1,246	5.2	5.2
1026	0.0	1013	0.0	1,245	5.2	5.2
1027	0.0	1014	0.0	1,245	5.2	5.2
1028	0.0	1015	0.0	1,245	5.2	5.2
1029	0.0	1016	0.0	1,245	5.2	5.2
1030	0.0	1017	0.0	1,245	5.2	5.2
1031	0.0	1032	0.0	1,759	7.3	7.3
1032	0.0	1019	0.0	1,247	5.2	5.2
1033	0.0	1020	0.0	1,247	5.2	5.2
1034	0.0	1021	0.0	1,247	5.2	5.2
1035	0.0	1022	0.0	1,247	5.2	5.2
1036	0.0	1023	0.0	1,246	5.2	5.2
1037	0.0	1024	0.0	1,246	5.2	5.2
1038	0.0	1025	0.0	1,246	5.2	5.2
1039	0.0	1048	0.0	1,240	5.2	5.2
1040	0.0	1049	0.0	1,196	5.0	5.0
1041	0.0	1050	0.0	1,212	5.0	5.0
1042	0.0	1051	0.0	1,228	5.1	5.1
1043	0.0	1052	0.0	1,245	5.2	5.2
1044	0.0	1053	0.0	1,262	5.3	5.3
1045	0.0	1054	0.0	1,280	5.3	5.3
1046	0.0	1055	0.0	1,299	5.4	5.4
1047	0.0	449	0.0	1,267	5.3	5.3
1048	0.0	1057	0.0	1,183	4.9	4.9
1049	0.0	1040	0.0	1,196	5.0	5.0
1050	0.0	1041	0.0	1,212	5.0	5.0
1051	0.0	1042	0.0	1,228	5.1	5.1
1052	0.0	1043	0.0	1,245	5.2	5.2
1053	0.0	1044	0.0	1,262	5.3	5.3
1054	0.0	1045	0.0	1,280	5.3	5.3
1055	0.0	1046	0.0	1,299	5.4	5.4
1056	0.0	1055	0.0	1,315	5.5	5.5
1057	0.0	1066	0.0	1,181	4.9	4.9
1058	0.0	1049	0.0	1,198	5.0	5.0
1059	0.0	1050	0.0	1,216	5.1	5.1
1060	0.0	1051	0.0	1,234	5.1	5.1
1061	0.0	1052	0.0	1,252	5.2	5.2
1062	0.0	1053	0.0	1,271	5.3	5.3
1063	0.0	1054	0.0	1,290	5.4	5.4
1064	0.0	1063	0.0	1,295	5.4	5.4
1065	0.0	1064	0.0	1,295	5.4	5.4
1066	0.0	1057	0.0	1,181	4.9	4.9
1067	0.0	1075	0.0	1,202	5.0	5.0
1068	0.0	1076	0.0	1,225	5.1	5.1
1069	0.0	1077	0.0	1,248	5.2	5.2
1070	0.0	1078	0.0	1,272	5.3	5.3
1071	0.0	1079	0.0	1,297	5.4	5.4

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters	Distance in rotor diameters
	[m]		[m]	[m]	(max)	(min)
1072	0.0	1064	0.0	1,298	5.4	5.4
1073	0.0	1065	0.0	1,302	5.4	5.4
1074	0.0	1082	0.0	1,181	4.9	4.9
1075	0.0	1067	0.0	1,202	5.0	5.0
1076	0.0	1068	0.0	1,225	5.1	5.1
1077	0.0	1069	0.0	1,248	5.2	5.2
1078	0.0	1070	0.0	1,272	5.3	5.3
1079	0.0	1071	0.0	1,297	5.4	5.4
1080	0.0	1072	0.0	1,322	5.5	5.5
1081	0.0	1089	0.0	1,347	5.6	5.6
1082	0.0	1074	0.0	1,181	4.9	4.9
1083	0.0	1091	0.0	1,202	5.0	5.0
1084	0.0	1092	0.0	1,223	5.1	5.1
1085	0.0	1093	0.0	1,245	5.2	5.2
1086	0.0	1094	0.0	1,267	5.3	5.3
1087	0.0	1095	0.0	1,290	5.4	5.4
1088	0.0	1096	0.0	1,313	5.5	5.5
1089	0.0	416	0.0	1,335	5.6	5.6
1090	0.0	1098	0.0	1,178	4.9	4.9
1091	0.0	1099	0.0	1,196	5.0	5.0
1092	0.0	1100	0.0	1,211	5.0	5.0
1093	0.0	1101	0.0	1,226	5.1	5.1
1094	0.0	1102	0.0	1,243	5.2	5.2
1095	0.0	1103	0.0	1,260	5.3	5.3
1096	0.0	1104	0.0	1,278	5.3	5.3
1097	0.0	1105	0.0	1,291	5.4	5.4
1098	0.0	1090	0.0	1,178	4.9	4.9
1099	0.0	1091	0.0	1,196	5.0	5.0
1100	0.0	1092	0.0	1,211	5.0	5.0
1101	0.0	1093	0.0	1,226	5.1	5.1
1102	0.0	1094	0.0	1,243	5.2	5.2
1103	0.0	1095	0.0	1,260	5.3	5.3
1104	0.0	1096	0.0	1,278	5.3	5.3
1105	0.0	400	0.0	1,290	5.4	5.4
1106	0.0	1111	0.0	1,862	7.8	7.8
1107	0.0	1108	0.0	1,363	5.7	5.7
1108	0.0	1107	0.0	1,363	5.7	5.7
1109	0.0	1108	0.0	1,363	5.7	5.7
1110	0.0	1109	0.0	1,363	5.7	5.7
1111	0.0	1110	0.0	1,363	5.7	5.7
1112	0.0	1111	0.0	1,363	5.7	5.7
1113	0.0	1114	0.0	1,363	5.7	5.7
1114	0.0	1113	0.0	1,363	5.7	5.7
1115	0.0	1114	0.0	1,363	5.7	5.7
1116	0.0	1115	0.0	1,363	5.7	5.7
1117	0.0	1116	0.0	1,363	5.7	5.7
1118	0.0	1117	0.0	1,363	5.7	5.7
1119	0.0	1118	0.0	1,363	5.7	5.7
1120	0.0	1119	0.0	1,363	5.7	5.7
1121	0.0	1120	0.0	1,363	5.7	5.7
1122	0.0	1121	0.0	1,363	5.7	5.7
1123	0.0	1122	0.0	1,363	5.7	5.7
1124	0.0	1123	0.0	1,363	5.7	5.7
1125	0.0	1126	0.0	1,363	5.7	5.7
1126	0.0	1125	0.0	1,363	5.7	5.7
1127	0.0	1126	0.0	1,363	5.7	5.7
1128	0.0	1127	0.0	1,363	5.7	5.7
1129	0.0	1128	0.0	1,363	5.7	5.7
1130	0.0	1129	0.0	1,363	5.7	5.7
1131	0.0	1130	0.0	1,363	5.7	5.7
1132	0.0	1131	0.0	1,363	5.7	5.7
1133	0.0	1132	0.0	1,363	5.7	5.7
1134	0.0	1133	0.0	1,363	5.7	5.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1135	0.0	1134	0.0	1,363	5.7	5.7
1136	0.0	1135	0.0	1,363	5.7	5.7
1137	0.0	1136	0.0	1,363	5.7	5.7
1138	0.0	1137	0.0	1,363	5.7	5.7
1139	0.0	1138	0.0	1,363	5.7	5.7
1140	0.0	1139	0.0	1,363	5.7	5.7
1141	0.0	1142	0.0	1,363	5.7	5.7
1142	0.0	1141	0.0	1,363	5.7	5.7
1143	0.0	1142	0.0	1,363	5.7	5.7
1144	0.0	1143	0.0	1,363	5.7	5.7
1145	0.0	1144	0.0	1,363	5.7	5.7
1146	0.0	1145	0.0	1,363	5.7	5.7
1147	0.0	1146	0.0	1,363	5.7	5.7
1148	0.0	1147	0.0	1,363	5.7	5.7
1149	0.0	1148	0.0	1,363	5.7	5.7
1150	0.0	1149	0.0	1,363	5.7	5.7
1151	0.0	1150	0.0	1,363	5.7	5.7
1152	0.0	1151	0.0	1,363	5.7	5.7
1153	0.0	1152	0.0	1,363	5.7	5.7
1154	0.0	1153	0.0	1,363	5.7	5.7
1155	0.0	1154	0.0	1,363	5.7	5.7
1156	0.0	1155	0.0	1,363	5.7	5.7
1157	0.0	1156	0.0	1,363	5.7	5.7
1158	0.0	1157	0.0	1,363	5.7	5.7
1159	0.0	1158	0.0	1,363	5.7	5.7
1160	0.0	1159	0.0	1,363	5.7	5.7
1161	0.0	1162	0.0	1,363	5.7	5.7
1162	0.0	1161	0.0	1,363	5.7	5.7
1163	0.0	1162	0.0	1,363	5.7	5.7
1164	0.0	1163	0.0	1,363	5.7	5.7
1165	0.0	1164	0.0	1,363	5.7	5.7
1166	0.0	1165	0.0	1,363	5.7	5.7
1167	0.0	1166	0.0	1,363	5.7	5.7
1168	0.0	1167	0.0	1,363	5.7	5.7
1169	0.0	1168	0.0	1,363	5.7	5.7
1170	0.0	1169	0.0	1,363	5.7	5.7
1171	0.0	1170	0.0	1,363	5.7	5.7
1172	0.0	1171	0.0	1,363	5.7	5.7
1173	0.0	1172	0.0	1,363	5.7	5.7
1174	0.0	1173	0.0	1,363	5.7	5.7
1175	0.0	1174	0.0	1,363	5.7	5.7
1176	0.0	1175	0.0	1,363	5.7	5.7
1177	0.0	1176	0.0	1,363	5.7	5.7
1178	0.0	1177	0.0	1,363	5.7	5.7
1179	0.0	1178	0.0	1,363	5.7	5.7
1180	0.0	1179	0.0	1,363	5.7	5.7
1181	0.0	1180	0.0	1,363	5.7	5.7
1182	0.0	1183	0.0	1,363	5.7	5.7
1183	0.0	1182	0.0	1,363	5.7	5.7
1184	0.0	1183	0.0	1,363	5.7	5.7
1185	0.0	1184	0.0	1,363	5.7	5.7
1186	0.0	1185	0.0	1,363	5.7	5.7
1187	0.0	1186	0.0	1,363	5.7	5.7
1188	0.0	1187	0.0	1,363	5.7	5.7
1189	0.0	1188	0.0	1,363	5.7	5.7
1190	0.0	1189	0.0	1,363	5.7	5.7
1191	0.0	1190	0.0	1,363	5.7	5.7
1192	0.0	1191	0.0	1,363	5.7	5.7
1193	0.0	1192	0.0	1,363	5.7	5.7
1194	0.0	1193	0.0	1,363	5.7	5.7
1195	0.0	1194	0.0	1,363	5.7	5.7
1196	0.0	1195	0.0	1,363	5.7	5.7
1197	0.0	1196	0.0	1,363	5.7	5.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1198	0.0	1197	0.0	1,363	5.7	5.7
1199	0.0	1198	0.0	1,363	5.7	5.7
1200	0.0	1199	0.0	1,363	5.7	5.7
1201	0.0	1200	0.0	1,363	5.7	5.7
1202	0.0	1201	0.0	1,363	5.7	5.7
1203	0.0	1204	0.0	1,363	5.7	5.7
1204	0.0	1203	0.0	1,363	5.7	5.7
1205	0.0	1204	0.0	1,363	5.7	5.7
1206	0.0	1205	0.0	1,363	5.7	5.7
1207	0.0	1206	0.0	1,363	5.7	5.7
1208	0.0	1207	0.0	1,363	5.7	5.7
1209	0.0	1208	0.0	1,363	5.7	5.7
1210	0.0	1209	0.0	1,363	5.7	5.7
1211	0.0	1210	0.0	1,363	5.7	5.7
1212	0.0	1211	0.0	1,363	5.7	5.7
1213	0.0	1212	0.0	1,363	5.7	5.7
1214	0.0	1213	0.0	1,363	5.7	5.7
1215	0.0	1214	0.0	1,363	5.7	5.7
1216	0.0	1215	0.0	1,363	5.7	5.7
1217	0.0	1216	0.0	1,363	5.7	5.7
1218	0.0	1217	0.0	1,363	5.7	5.7
1219	0.0	1218	0.0	1,363	5.7	5.7
1220	0.0	1219	0.0	1,363	5.7	5.7
1221	0.0	1220	0.0	1,363	5.7	5.7
1222	0.0	1221	0.0	1,363	5.7	5.7
1223	0.0	1224	0.0	1,363	5.7	5.7
1224	0.0	1223	0.0	1,363	5.7	5.7
1225	0.0	1224	0.0	1,363	5.7	5.7
1226	0.0	1225	0.0	1,363	5.7	5.7
1227	0.0	1226	0.0	1,363	5.7	5.7
1228	0.0	1227	0.0	1,363	5.7	5.7
1229	0.0	1228	0.0	1,363	5.7	5.7
1230	0.0	1229	0.0	1,363	5.7	5.7
1231	0.0	1230	0.0	1,363	5.7	5.7
1232	0.0	1231	0.0	1,363	5.7	5.7
1233	0.0	1232	0.0	1,363	5.7	5.7
1234	0.0	1233	0.0	1,363	5.7	5.7
1235	0.0	1234	0.0	1,363	5.7	5.7
1236	0.0	1235	0.0	1,363	5.7	5.7
1237	0.0	1236	0.0	1,363	5.7	5.7
1238	0.0	1237	0.0	1,363	5.7	5.7
1239	0.0	1238	0.0	1,363	5.7	5.7
1240	0.0	1239	0.0	1,363	5.7	5.7
1241	0.0	1240	0.0	1,363	5.7	5.7
1242	0.0	1241	0.0	1,363	5.7	5.7
1243	0.0	1244	0.0	1,363	5.7	5.7
1244	0.0	1243	0.0	1,363	5.7	5.7
1245	0.0	1244	0.0	1,363	5.7	5.7
1246	0.0	1245	0.0	1,363	5.7	5.7
1247	0.0	1246	0.0	1,363	5.7	5.7
1248	0.0	1247	0.0	1,363	5.7	5.7
1249	0.0	1248	0.0	1,363	5.7	5.7
1250	0.0	1249	0.0	1,363	5.7	5.7
1251	0.0	1250	0.0	1,363	5.7	5.7
1252	0.0	1251	0.0	1,363	5.7	5.7
1253	0.0	1252	0.0	1,363	5.7	5.7
1254	0.0	1253	0.0	1,363	5.7	5.7
1255	0.0	1254	0.0	1,363	5.7	5.7
1256	0.0	1255	0.0	1,363	5.7	5.7
1257	0.0	1256	0.0	1,363	5.7	5.7
1258	0.0	1257	0.0	1,363	5.7	5.7
1259	0.0	1258	0.0	1,363	5.7	5.7
1260	0.0	1259	0.0	1,363	5.7	5.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1261	0.0	1262	0.0	1,363	5.7	5.7
1262	0.0	1261	0.0	1,363	5.7	5.7
1263	0.0	1262	0.0	1,363	5.7	5.7
1264	0.0	1263	0.0	1,363	5.7	5.7
1265	0.0	1264	0.0	1,363	5.7	5.7
1266	0.0	1265	0.0	1,363	5.7	5.7
1267	0.0	1266	0.0	1,363	5.7	5.7
1268	0.0	1267	0.0	1,363	5.7	5.7
1269	0.0	1268	0.0	1,363	5.7	5.7
1270	0.0	1269	0.0	1,363	5.7	5.7
1271	0.0	1270	0.0	1,363	5.7	5.7
1272	0.0	1271	0.0	1,363	5.7	5.7
1273	0.0	1272	0.0	1,363	5.7	5.7
1274	0.0	1273	0.0	1,363	5.7	5.7
1275	0.0	1274	0.0	1,363	5.7	5.7
1276	0.0	1275	0.0	1,363	5.7	5.7
1277	0.0	1276	0.0	1,363	5.7	5.7
1278	0.0	1279	0.0	1,363	5.7	5.7
1279	0.0	1278	0.0	1,363	5.7	5.7
1280	0.0	1279	0.0	1,363	5.7	5.7
1281	0.0	1280	0.0	1,363	5.7	5.7
1282	0.0	1281	0.0	1,363	5.7	5.7
1283	0.0	1282	0.0	1,363	5.7	5.7
1284	0.0	1283	0.0	1,363	5.7	5.7
1285	0.0	1284	0.0	1,363	5.7	5.7
1286	0.0	1285	0.0	1,363	5.7	5.7
1287	0.0	1286	0.0	1,363	5.7	5.7
1288	0.0	1287	0.0	1,363	5.7	5.7
1289	0.0	1288	0.0	1,363	5.7	5.7
1290	0.0	1289	0.0	1,363	5.7	5.7
1291	0.0	1290	0.0	1,363	5.7	5.7
1292	0.0	1291	0.0	1,363	5.7	5.7
1293	0.0	1292	0.0	1,363	5.7	5.7
1294	0.0	1293	0.0	1,363	5.7	5.7
1295	0.0	1296	0.0	1,363	5.7	5.7
1296	0.0	1295	0.0	1,363	5.7	5.7
1297	0.0	1296	0.0	1,363	5.7	5.7
1298	0.0	1297	0.0	1,363	5.7	5.7
1299	0.0	1298	0.0	1,363	5.7	5.7
1300	0.0	1299	0.0	1,363	5.7	5.7
1301	0.0	1300	0.0	1,363	5.7	5.7
1302	0.0	1301	0.0	1,363	5.7	5.7
1303	0.0	1302	0.0	1,363	5.7	5.7
1304	0.0	1303	0.0	1,363	5.7	5.7
1305	0.0	1304	0.0	1,363	5.7	5.7
1306	0.0	1305	0.0	1,363	5.7	5.7
1307	0.0	1306	0.0	1,363	5.7	5.7
1308	0.0	1307	0.0	1,363	5.7	5.7
1309	0.0	1308	0.0	1,363	5.7	5.7
1310	0.0	1311	0.0	1,363	5.7	5.7
1311	0.0	1310	0.0	1,363	5.7	5.7
1312	0.0	1311	0.0	1,363	5.7	5.7
1313	0.0	1312	0.0	1,363	5.7	5.7
1314	0.0	1313	0.0	1,363	5.7	5.7
1315	0.0	1314	0.0	1,363	5.7	5.7
1316	0.0	1315	0.0	1,363	5.7	5.7
1317	0.0	1316	0.0	1,363	5.7	5.7
1318	0.0	1317	0.0	1,363	5.7	5.7
1319	0.0	1318	0.0	1,363	5.7	5.7
1320	0.0	1319	0.0	1,363	5.7	5.7
1321	0.0	1320	0.0	1,363	5.7	5.7
1322	0.0	1321	0.0	1,363	5.7	5.7
1323	0.0	1322	0.0	1,363	5.7	5.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1324	0.0	1325	0.0	1,363	5.7	5.7
1325	0.0	1324	0.0	1,363	5.7	5.7
1326	0.0	1325	0.0	1,363	5.7	5.7
1327	0.0	1326	0.0	1,363	5.7	5.7
1328	0.0	1327	0.0	1,363	5.7	5.7
1329	0.0	1328	0.0	1,363	5.7	5.7
1330	0.0	1329	0.0	1,363	5.7	5.7
1331	0.0	1330	0.0	1,363	5.7	5.7
1332	0.0	1331	0.0	1,363	5.7	5.7
1333	0.0	1332	0.0	1,363	5.7	5.7
1334	0.0	1333	0.0	1,363	5.7	5.7
1335	0.0	1334	0.0	1,363	5.7	5.7
1336	0.0	1337	0.0	1,363	5.7	5.7
1337	0.0	1336	0.0	1,363	5.7	5.7
1338	0.0	1337	0.0	1,363	5.7	5.7
1339	0.0	1338	0.0	1,363	5.7	5.7
1340	0.0	1339	0.0	1,363	5.7	5.7
1341	0.0	1340	0.0	1,363	5.7	5.7
1342	0.0	1341	0.0	1,363	5.7	5.7
1343	0.0	1342	0.0	1,363	5.7	5.7
1344	0.0	1343	0.0	1,363	5.7	5.7
1345	0.0	1344	0.0	1,363	5.7	5.7
1346	0.0	1347	0.0	1,363	5.7	5.7
1347	0.0	1346	0.0	1,363	5.7	5.7
1348	0.0	1347	0.0	1,363	5.7	5.7
1349	0.0	1348	0.0	1,363	5.7	5.7
1350	0.0	1349	0.0	1,363	5.7	5.7
1351	0.0	1350	0.0	1,363	5.7	5.7
1352	0.0	1351	0.0	1,363	5.7	5.7
1353	0.0	1352	0.0	1,363	5.7	5.7
1354	0.0	1353	0.0	1,363	5.7	5.7
1355	0.0	1356	0.0	1,363	5.7	5.7
1356	0.0	1355	0.0	1,363	5.7	5.7
1357	0.0	1356	0.0	1,363	5.7	5.7
1358	0.0	1357	0.0	1,363	5.7	5.7
1359	0.0	1358	0.0	1,363	5.7	5.7
1360	0.0	1359	0.0	1,363	5.7	5.7
1361	0.0	1360	0.0	1,363	5.7	5.7
1362	0.0	1363	0.0	1,363	5.7	5.7
1363	0.0	1362	0.0	1,363	5.7	5.7
1364	0.0	1363	0.0	1,363	5.7	5.7
1365	0.0	1364	0.0	1,363	5.7	5.7
1366	0.0	1365	0.0	1,363	5.7	5.7
1367	0.0	1366	0.0	1,363	5.7	5.7
1368	0.0	1369	0.0	1,363	5.7	5.7
1369	0.0	1368	0.0	1,363	5.7	5.7
1370	0.0	1369	0.0	1,363	5.7	5.7
1371	0.0	1372	0.0	1,363	5.7	5.7
1372	0.0	1371	0.0	1,363	5.7	5.7
1373	0.0	80	0.0	719	3.0	3.0
1374	0.0	92	0.0	547	2.3	2.3
1375	0.0	80	0.0	736	3.1	3.1
1376	0.0	99	0.0	737	3.1	3.1
1377	0.0	107	0.0	617	2.6	2.6
1378	0.0	114	0.0	717	3.0	3.0
1379	0.0	121	0.0	805	3.4	3.4
1380	0.0	2	0.0	431	1.8	1.8
1381	0.0	153	0.0	916	3.8	3.8
1382	0.0	153	0.0	566	2.4	2.4
1383	0.0	89	0.0	600	2.5	2.5
1384	0.0	99	0.0	625	2.6	2.6
1385	0.0	106	0.0	642	2.7	2.7
1386	0.0	114	0.0	731	3.0	3.0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1387	0.0	127	0.0	742	3.1	3.1
1388	0.0	128	0.0	1,035	4.3	4.3
1389	0.0	81	0.0	596	2.5	2.5
1390	0.0	81	0.0	837	3.5	3.5
1391	0.0	77	0.0	574	2.4	2.4
1392	0.0	88	0.0	700	2.9	2.9
1393	0.0	104	0.0	756	3.2	3.2
1394	0.0	112	0.0	647	2.7	2.7
1395	0.0	119	0.0	604	2.5	2.5
1396	0.0	127	0.0	623	2.6	2.6
1397	0.0	141	0.0	1,186	4.9	4.9
1398	0.0	141	0.0	320	1.3	1.3
1399	0.0	96	0.0	549	2.3	2.3
1400	0.0	103	0.0	511	2.1	2.1
1401	0.0	111	0.0	566	2.4	2.4
1402	0.0	119	0.0	734	3.1	3.1
1403	0.0	134	0.0	761	3.2	3.2
1404	0.0	140	0.0	650	2.7	2.7
1405	0.0	147	0.0	604	2.5	2.5
1406	0.0	86	0.0	425	1.8	1.8
1407	0.0	95	0.0	504	2.1	2.1
1408	0.0	102	0.0	652	2.7	2.7
1409	0.0	111	0.0	914	3.8	3.8
1410	0.0	126	0.0	553	2.3	2.3
1411	0.0	133	0.0	511	2.1	2.1
1412	0.0	139	0.0	561	2.3	2.3
1413	0.0	146	0.0	684	2.8	2.8
1414	0.0	75	0.0	889	3.7	3.7
1415	0.0	85	0.0	628	2.6	2.6
1416	0.0	101	0.0	379	1.6	1.6
1417	0.0	102	0.0	1,133	4.7	4.7
1418	0.0	118	0.0	418	1.7	1.7
1419	0.0	125	0.0	492	2.0	2.0
1420	0.0	132	0.0	638	2.7	2.7
1421	0.0	145	0.0	672	2.8	2.8
1422	0.0	85	0.0	1,097	4.6	4.6
1423	0.0	94	0.0	60	0.3	0.3
1424	0.0	101	0.0	983	4.1	4.1
1425	0.0	109	0.0	690	2.9	2.9
1426	0.0	117	0.0	617	2.6	2.6
1427	0.0	131	0.0	588	2.5	2.5
1428	0.0	137	0.0	461	1.9	1.9
1429	0.0	144	0.0	422	1.8	1.8
1430	0.0	83	0.0	215	0.9	0.9
1431	0.0	110	0.0	980	4.1	4.1
1432	0.0	110	0.0	476	2.0	2.0
1433	0.0	116	0.0	501	2.1	2.1
1434	0.0	123	0.0	365	1.5	1.5
1435	0.0	130	0.0	336	1.4	1.4
1436	0.0	136	0.0	437	1.8	1.8
1437	0.0	143	0.0	605	2.5	2.5
1438	0.0	93	0.0	435	1.8	1.8
1439	0.0	1	0.0	604	2.5	2.5
1440	0.0	1	0.0	1,009	4.2	4.2
1441	0.0	108	0.0	271	1.1	1.1
1442	0.0	115	0.0	262	1.1	1.1
1443	0.0	122	0.0	402	1.7	1.7
1444	0.0	129	0.0	593	2.5	2.5
1445	0.0	142	0.0	511	2.1	2.1
1446	0.0	148	0.0	936	3.9	3.9
1447	0.0	1448	0.0	1,318	8.0	8.0
1448	0.0	1447	0.0	1,318	8.0	8.0
1449	0.0	1493	0.0	1,318	8.0	8.0

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1450	0.0	1503	0.0	1,317	8.0	8.0
1451	0.0	1500	0.0	1,315	8.0	8.0
1452	0.0	1454	0.0	1,317	8.0	8.0
1453	0.0	1479	0.0	1,317	8.0	8.0
1454	0.0	1472	0.0	1,316	8.0	8.0
1455	0.0	1513	0.0	2,710	16.5	16.5
1456	0.0	1457	0.0	1,478	9.0	9.0
1457	0.0	1462	0.0	1,318	8.0	8.0
1458	0.0	1463	0.0	1,318	8.0	8.0
1459	0.0	1466	0.0	1,316	8.0	8.0
1460	0.0	1467	0.0	1,315	8.0	8.0
1461	0.0	1468	0.0	1,315	8.0	8.0
1462	0.0	1457	0.0	1,318	8.0	8.0
1463	0.0	1470	0.0	1,318	8.0	8.0
1464	0.0	1463	0.0	1,320	8.0	8.0
1465	0.0	1473	0.0	1,315	8.0	8.0
1466	0.0	1474	0.0	1,315	8.0	8.0
1467	0.0	1475	0.0	1,314	8.0	8.0
1468	0.0	1476	0.0	1,314	8.0	8.0
1469	0.0	1477	0.0	1,314	8.0	8.0
1470	0.0	1471	0.0	1,223	7.5	7.5
1471	0.0	1470	0.0	1,223	7.5	7.5
1472	0.0	1454	0.0	1,316	8.0	8.0
1473	0.0	1465	0.0	1,315	8.0	8.0
1474	0.0	1481	0.0	1,313	8.0	8.0
1475	0.0	1482	0.0	1,313	8.0	8.0
1476	0.0	1483	0.0	1,313	8.0	8.0
1477	0.0	1484	0.0	1,312	8.0	8.0
1478	0.0	1485	0.0	1,312	8.0	8.0
1479	0.0	1480	0.0	1,195	7.3	7.3
1480	0.0	1479	0.0	1,195	7.3	7.3
1481	0.0	1474	0.0	1,313	8.0	8.0
1482	0.0	1475	0.0	1,313	8.0	8.0
1483	0.0	1476	0.0	1,313	8.0	8.0
1484	0.0	1477	0.0	1,312	8.0	8.0
1485	0.0	1478	0.0	1,312	8.0	8.0
1486	0.0	1485	0.0	1,320	8.0	8.0
1487	0.0	1488	0.0	1,280	7.8	7.8
1488	0.0	1495	0.0	1,202	7.3	7.3
1489	0.0	1496	0.0	1,313	8.0	8.0
1490	0.0	1497	0.0	1,313	8.0	8.0
1491	0.0	1498	0.0	1,312	8.0	8.0
1492	0.0	1499	0.0	1,312	8.0	8.0
1493	0.0	1449	0.0	1,318	8.0	8.0
1494	0.0	1452	0.0	1,318	8.0	8.0
1495	0.0	1488	0.0	1,202	7.3	7.3
1496	0.0	1495	0.0	1,266	7.7	7.7
1497	0.0	1490	0.0	1,313	8.0	8.0
1498	0.0	1491	0.0	1,312	8.0	8.0
1499	0.0	1492	0.0	1,312	8.0	8.0
1500	0.0	1522	0.0	1,315	8.0	8.0
1501	0.0	1504	0.0	1,288	7.9	7.9
1502	0.0	1506	0.0	1,318	8.0	8.0
1503	0.0	1507	0.0	1,317	8.0	8.0
1504	0.0	1501	0.0	1,288	7.9	7.9
1505	0.0	1508	0.0	1,317	8.0	8.0
1506	0.0	1509	0.0	1,317	8.0	8.0
1507	0.0	1510	0.0	1,317	8.0	8.0
1508	0.0	1505	0.0	1,317	8.0	8.0
1509	0.0	1506	0.0	1,317	8.0	8.0
1510	0.0	1507	0.0	1,317	8.0	8.0
1511	0.0	1521	0.0	2,021	12.3	12.3
1512	0.0	1517	0.0	2,088	12.7	12.7

To be continued on next page...

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - WTG distances

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

...continued from previous page

	Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters (max)	Distance in rotor diameters (min)
	[m]		[m]	[m]		
1513	0.0	1514	0.0	1,925	11.7	11.7
1514	0.0	1513	0.0	1,925	11.7	11.7
1515	0.0	1480	0.0	1,907	11.6	11.6
1516	0.0	1519	0.0	1,543	9.4	9.4
1517	0.0	1512	0.0	2,088	12.7	12.7
1518	0.0	1512	0.0	3,235	19.7	19.7
1519	0.0	1480	0.0	1,514	9.2	9.2
1520	0.0	1465	0.0	1,801	11.0	11.0
1521	0.0	1511	0.0	2,021	12.3	12.3
1522	0.0	1504	0.0	1,298	7.9	7.9
Min	0.0		0.0	60	0.3	0.3
Max	0.0		0.0	3,235	19.7	19.7

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.
Values are scaled to a full year, see correction factors at main result page.

Hour/Month [MWh]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
0	43,848	37,968	41,665	33,792	34,539	27,281	26,186	25,246	27,458	36,600	36,406	40,160	411,149
1	43,677	36,726	38,647	29,514	29,912	23,624	22,216	21,966	25,562	35,291	35,508	40,104	382,747
2	43,587	37,030	38,773	30,424	30,769	24,194	22,482	22,022	25,459	35,246	35,590	40,116	385,692
3	43,883	37,347	39,060	31,095	31,063	24,472	22,781	22,224	25,513	35,348	35,803	39,929	388,518
4	44,338	37,909	39,259	31,560	31,414	24,691	22,703	22,581	25,614	35,779	36,090	40,038	391,976
5	44,403	38,042	39,190	31,668	31,395	24,473	22,751	22,787	25,457	36,144	36,115	39,917	392,343
6	44,223	37,809	39,114	31,695	30,660	24,005	22,656	23,315	25,648	36,155	36,052	39,754	391,087
7	43,268	36,795	36,434	28,319	26,601	20,582	19,481	20,958	24,286	35,317	35,103	38,916	366,059
8	43,349	36,978	36,634	28,861	26,939	20,801	19,796	20,846	24,606	35,403	35,514	38,863	368,588
9	43,412	37,472	37,338	29,193	27,405	21,145	20,384	20,962	24,844	35,643	35,883	39,261	372,941
10	43,426	37,641	37,534	29,381	28,120	21,529	21,251	21,306	25,059	35,907	36,196	39,077	376,427
11	42,924	37,426	37,488	29,738	28,969	21,740	22,198	21,780	25,316	35,897	36,091	38,703	378,271
12	42,428	37,300	37,617	29,961	29,320	22,186	23,019	22,551	25,917	36,082	36,117	38,345	380,843
13	42,054	36,992	36,252	28,077	27,523	20,836	21,379	21,474	25,274	35,681	36,110	38,666	370,316
14	42,452	36,870	36,671	28,706	28,500	21,334	21,523	21,094	25,247	35,615	36,187	38,720	372,918
15	42,766	37,171	37,549	29,169	29,190	21,799	21,900	21,048	25,749	35,906	36,080	38,899	377,226
16	43,377	37,401	37,934	29,697	29,866	22,081	22,212	21,196	26,196	36,457	36,775	39,219	382,412
17	43,784	37,940	38,393	30,676	31,017	23,526	23,213	21,982	26,710	37,120	37,438	39,777	391,577
18	44,435	38,185	39,143	31,235	32,394	24,756	24,077	23,151	27,420	37,965	37,665	40,350	400,776
19	42,803	37,617	37,077	29,390	29,493	22,028	21,147	21,126	26,134	36,250	35,895	39,431	378,391
20	43,185	37,993	39,005	30,795	30,909	23,681	22,743	22,316	26,883	37,079	36,164	39,541	390,293
21	43,672	38,157	40,715	32,208	32,179	25,021	23,904	23,399	27,466	37,476	36,205	40,175	400,579
22	43,997	38,373	41,892	33,047	33,393	26,237	24,840	24,424	27,821	37,693	36,538	40,486	408,741
23	43,974	38,466	42,166	33,524	34,026	27,185	25,441	25,157	27,815	37,252	36,600	40,600	412,203
Grand Total	1,043,265	901,607	925,552	731,725	725,596	559,204	540,285	534,913	623,452	869,306	868,123	949,047	9,272,075

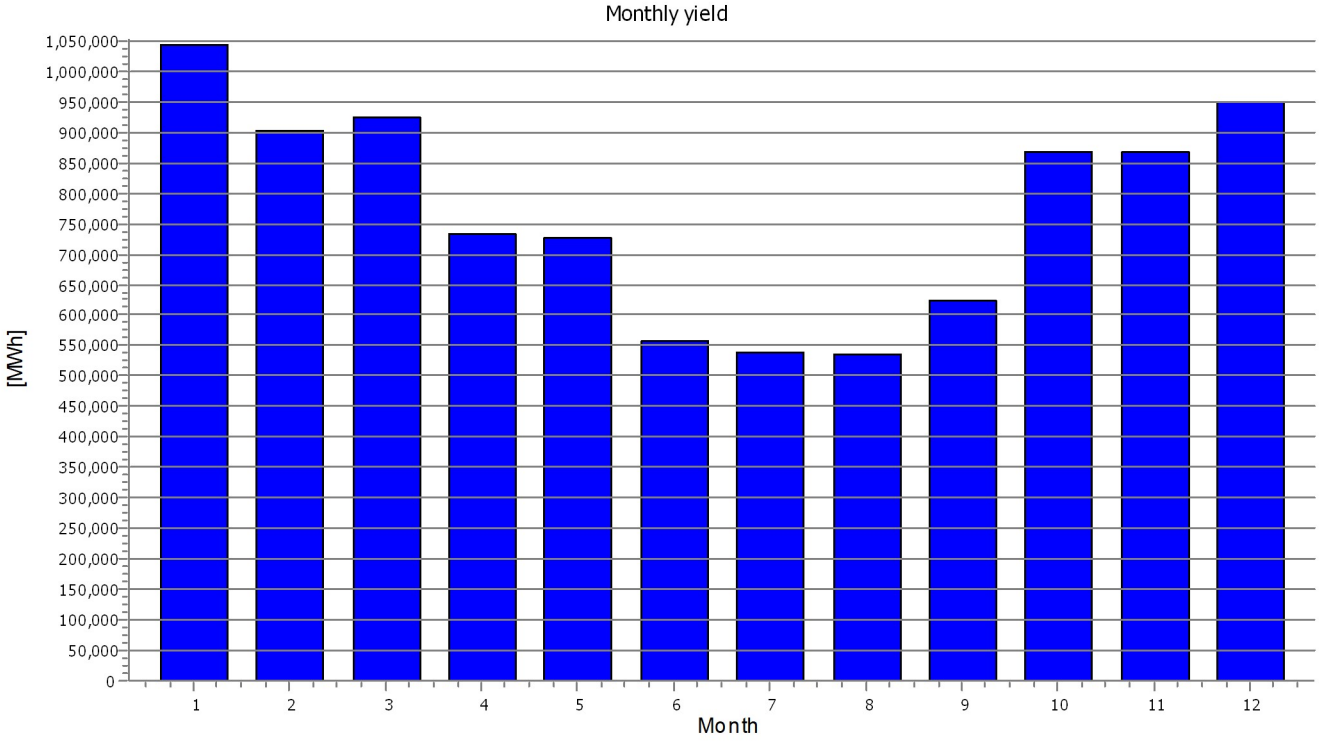
Hour/Month [MW]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
0	1,414.5	1,356.0	1,344.0	1,126.4	1,114.2	909.4	844.7	814.4	915.3	1,180.7	1,213.5	1,295.5	1,126.4
1	1,408.9	1,311.6	1,246.7	983.8	964.9	787.5	716.6	708.6	852.1	1,138.4	1,183.6	1,293.7	1,048.6
2	1,406.0	1,322.5	1,250.7	1,014.1	992.5	806.5	725.2	710.4	848.6	1,137.0	1,186.3	1,294.1	1,056.7
3	1,415.6	1,333.8	1,260.0	1,036.5	1,002.0	815.7	734.9	716.9	850.4	1,140.3	1,193.4	1,288.0	1,064.4
4	1,430.2	1,353.9	1,266.4	1,052.0	1,013.4	823.0	732.4	728.4	853.8	1,154.1	1,203.0	1,291.5	1,073.9
5	1,432.3	1,358.6	1,264.2	1,055.6	1,012.8	815.8	733.9	735.1	848.6	1,165.9	1,203.8	1,287.7	1,074.9
6	1,426.5	1,350.3	1,261.7	1,056.5	989.0	800.2	730.9	752.1	854.9	1,166.3	1,201.7	1,282.4	1,071.5
7	1,395.7	1,314.1	1,175.3	944.0	858.1	686.1	628.4	676.1	809.5	1,139.3	1,170.1	1,255.4	1,002.9
8	1,398.3	1,320.6	1,181.7	962.0	869.0	693.4	638.6	672.5	820.2	1,142.0	1,183.8	1,253.6	1,009.8
9	1,400.4	1,338.3	1,204.5	973.1	884.0	704.8	657.5	676.2	828.1	1,149.8	1,196.1	1,266.5	1,021.8
10	1,400.9	1,344.3	1,210.8	979.4	907.1	717.6	685.5	687.3	835.3	1,158.3	1,206.5	1,260.6	1,031.3
11	1,384.6	1,336.6	1,209.3	991.3	934.5	724.7	716.1	702.6	843.9	1,158.0	1,203.0	1,248.5	1,036.4
12	1,368.6	1,332.1	1,213.5	998.7	945.8	739.5	742.5	727.4	863.9	1,163.9	1,203.9	1,236.9	1,043.4
13	1,356.6	1,321.1	1,169.4	935.9	887.8	694.5	689.6	692.7	842.5	1,151.0	1,203.7	1,247.3	1,014.6
14	1,369.4	1,316.8	1,182.9	956.9	919.4	711.1	694.3	680.4	841.6	1,148.9	1,206.2	1,249.0	1,021.7
15	1,379.5	1,327.5	1,211.3	972.3	941.6	726.6	706.5	679.0	858.3	1,158.3	1,202.7	1,254.8	1,033.5
16	1,399.3	1,335.7	1,223.7	989.9	963.4	736.0	716.5	683.8	873.2	1,176.0	1,225.8	1,265.1	1,047.7
17	1,412.4	1,355.0	1,238.5	1,022.5	1,000.5	784.2	748.8	709.1	890.3	1,197.4	1,247.9	1,283.1	1,072.8
18	1,433.4	1,363.8	1,262.7	1,041.2	1,045.0	825.2	776.7	746.8	914.0	1,224.7	1,255.5	1,301.6	1,098.0
19	1,380.7	1,343.4	1,196.0	979.7	951.4	734.3	682.2	681.5	871.1	1,169.4	1,196.5	1,272.0	1,036.7
20	1,393.1	1,356.9	1,258.2	1,026.5	997.1	789.4	733.6	719.9	896.1	1,196.1	1,205.5	1,275.5	1,069.3
21	1,408.8	1,362.8	1,313.4	1,073.6	1,038.0	834.0	771.1	754.8	915.5	1,208.9	1,206.8	1,296.0	1,097.5
22	1,419.3	1,370.5	1,351.4	1,101.6	1,077.2	874.6	801.3	787.9	927.4	1,215.9	1,217.9	1,306.0	1,119.8
23	1,418.5	1,373.8	1,360.2	1,117.5	1,097.6	906.2	820.7	811.5	927.2	1,201.7	1,220.0	1,309.7	1,129.3
Grand Total	1,402.2	1,341.7	1,244.0	1,016.3	975.3	776.7	726.2	719.0	865.9	1,168.4	1,205.7	1,275.6	1,058.5

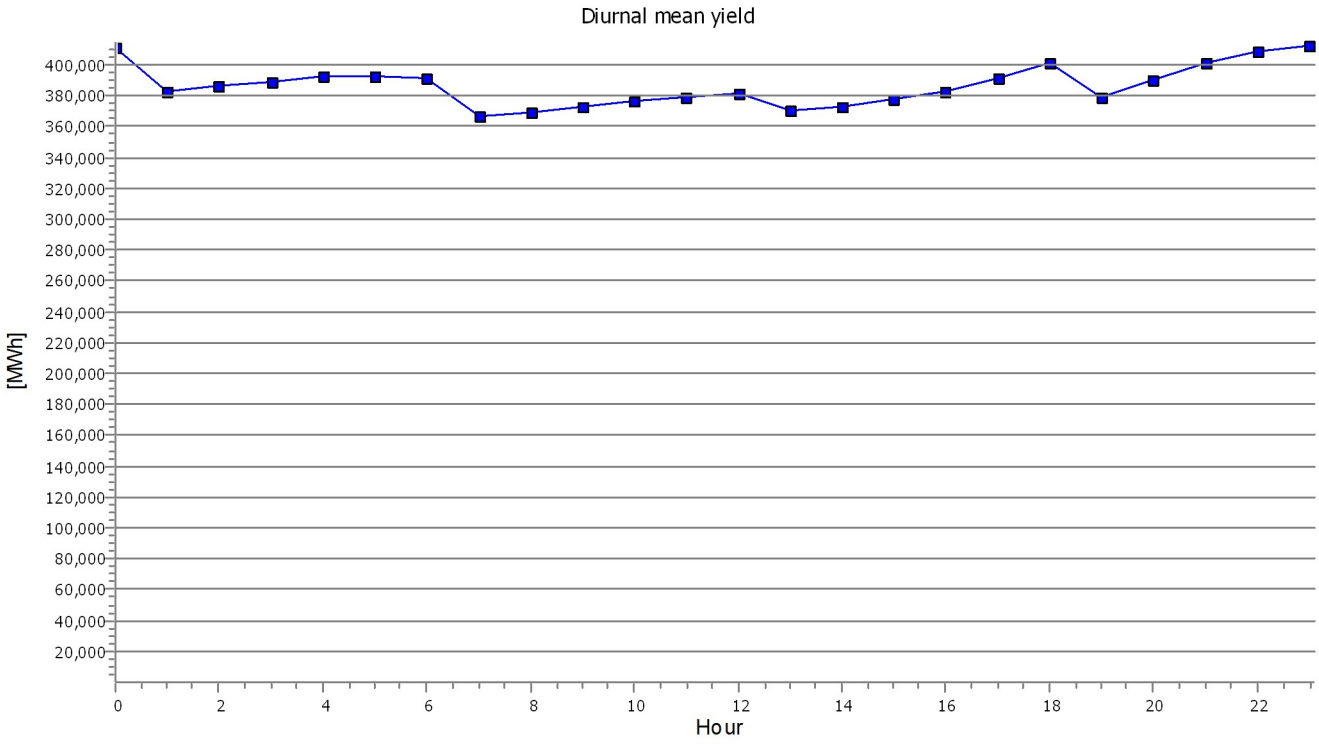
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.
Values are scaled to a full year, see correction factors at main result page.





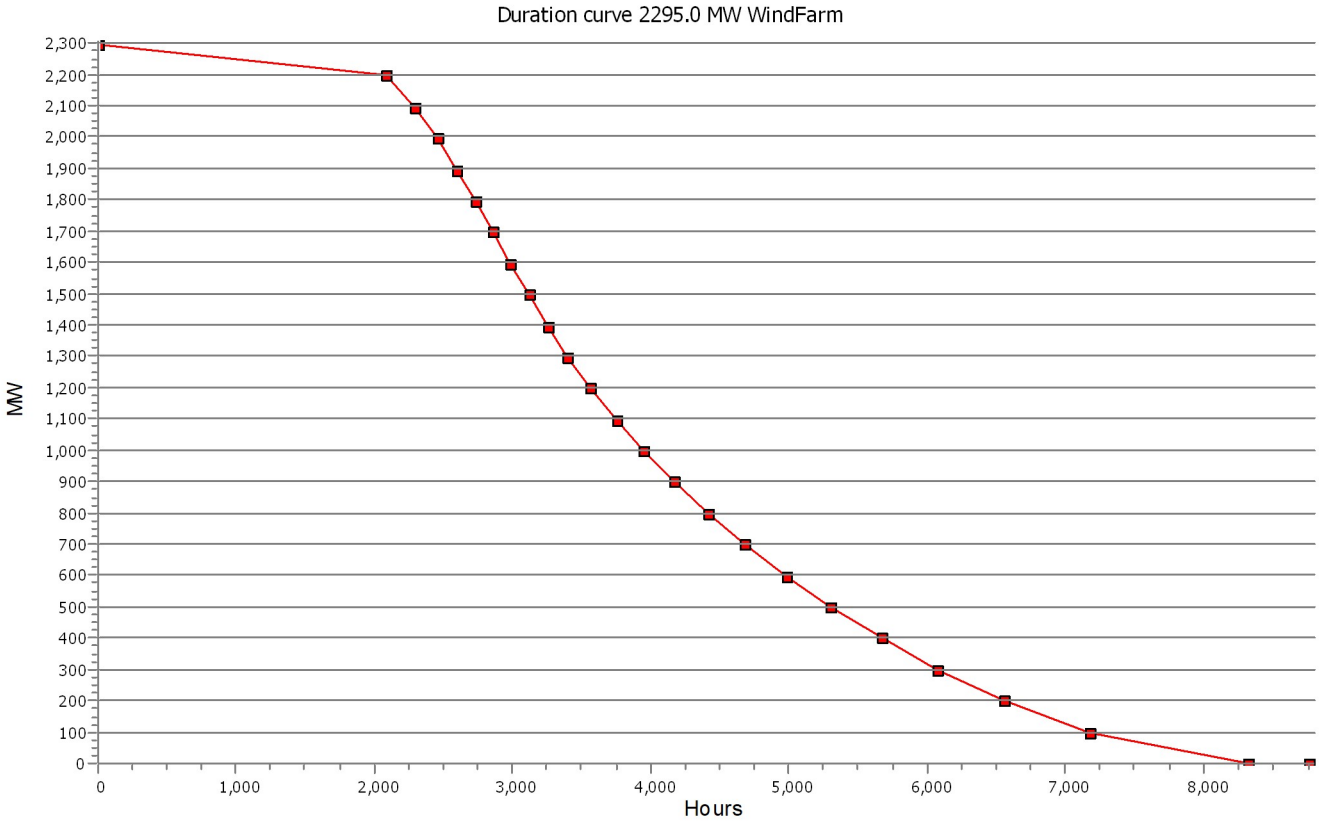
Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Time varying AEP

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Windfarm: 2295.0 MW based on 153 turbines with 15.0 MW (in average).
Selection: All new WTGs
Calculated mean yield per month and hour [MWh]. The result includes wake losses and any curtailment losses.

Hours	Hours [%]	Hours accumulated	Power [MW]	Power (MW/WTG)
0	0.0	0	2295.0	15.0
2082	23.7	2082	2195.2 - 2295.0	14.3 - 15.0
205	2.3	2286	2095.4 - 2195.2	13.7 - 14.3
170	1.9	2456	1995.7 - 2095.4	13.0 - 13.7
141	1.6	2597	1895.9 - 1995.7	12.4 - 13.0
133	1.5	2730	1796.1 - 1895.9	11.7 - 12.4
124	1.4	2854	1696.3 - 1796.1	11.1 - 11.7
131	1.5	2985	1596.5 - 1696.3	10.4 - 11.1
129	1.5	3114	1496.7 - 1596.5	9.8 - 10.4
140	1.6	3254	1397.0 - 1496.7	9.1 - 9.8
148	1.7	3402	1297.2 - 1397.0	8.5 - 9.1
166	1.9	3568	1197.4 - 1297.2	7.8 - 8.5
182	2.1	3750	1097.6 - 1197.4	7.2 - 7.8
204	2.3	3954	997.8 - 1097.6	6.5 - 7.2
220	2.5	4174	898.0 - 997.8	5.9 - 6.5
246	2.8	4420	798.3 - 898.0	5.2 - 5.9
261	3.0	4681	698.5 - 798.3	4.6 - 5.2
298	3.4	4979	598.7 - 698.5	3.9 - 4.6
321	3.7	5300	498.9 - 598.7	3.3 - 3.9
367	4.2	5667	399.1 - 498.9	2.6 - 3.3
411	4.7	6078	299.3 - 399.1	2.0 - 2.6
485	5.5	6563	199.6 - 299.3	1.3 - 2.0
622	7.1	7185	99.8 - 199.6	0.7 - 1.3
1141	13.0	8327	0.0 - 99.8	0.0 - 0.7
439	5.0	8766	0.0	0.0



Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com

PARK - Scaling info

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN

Scaler settings

Name	EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling	Measured Data Scaling (WAsP Stability / A-Parameter)
RIX correction	No RIX correction
Displacement height	from objects
Micro terrain flow model	IJmuiden meetmast

Site Data: IJmuiden meetmast

Obstacles:

All obstacles used

Roughness:

Terrain data files used in calculation:
\\pd-fs01.pondera.local\projecten\Extern\2021\721180 MER IJmuiden Ver\TO\WP\ROUGHNESSLINE_ONLINEDATA_8.wpo
Min X: 455,036, Max X: 618,072, Min Y: 5,798,539, Max Y: 5,955,605, Width: 163,036 m, Height: 157,066 m

Orography:

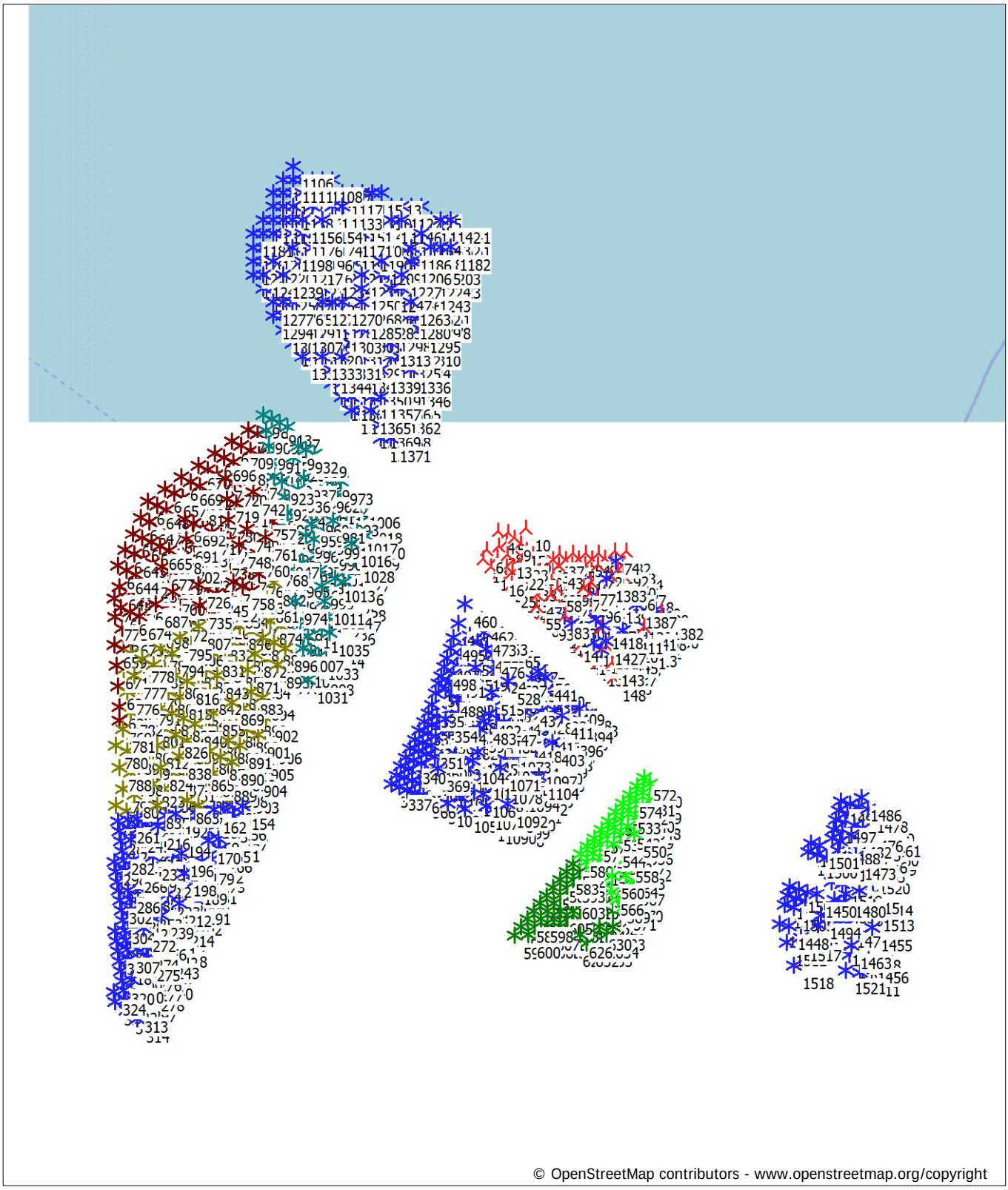
Terrain data files used in calculation:
\...\projecten\Extern\2021\721180 MER IJmuiden Ver\TO\WP\717029_LCOE 2020 RK30+_RECOVER001 04_03_2020 10_21_17_EMDGrid_1.wpg
Min X: 451,277, Max X: 645,237, Min Y: 5,745,198, Max Y: 5,944,667, Width: 193,960 m, Height: 199,469 m

Overall factor	1.0000
Overall offset	0.0000
By sector	No
By month	No
By hour	No
By wind speed	No

Licensed user:
Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13
NL-6814 CM Arnhem
+31 (0)88 7663372
Wouter Pustjens / w.pustjens@ponderaconsult.com
Calculated:
8-6-2023 08:23/3.6.361

PARK - Map

Calculation: 20230607 IJV - cumulatie - 153 WTG - incl. HKN



Map: Open Street Map 001 , Print scale 1:750,000, Map center Dutch Stereo-RD/NAP 2008 East: 31,047 North: 563,357

New WTG Existing WTG

Bijlage 10
Aanvullende cumulatieve berekeningen en effectbeoordeling vogels



Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden



J.J. Leemans
J.J. Kraal
N. Heida
A. Potiek
A. Gyimesi

WAARDEN BURG Ecology

we consult nature.

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario’s

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi



WAARDEN BURG Ecology

Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's

Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

J.J. Leemans, J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	23-442
Projectnummer:	23-0410
Datum uitgave:	28 augustus 2024
Projectleider:	dr. A. Gyimesi
Tweede lezer:	R. Fijn *MSc.*
Controle analyse en berekeningen:	J.J. Leemans *MSc.*, dr. A. Potiek
Opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	email dd 9 okt 2023

Graag citeren als: Leemans J.J., J.J. Kraal, N. Heida, A. Potiek, A. Gyimesi 2023. Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's, Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Rapport 23-442. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: offshore windparken, cumulatieve berekeningen, aanvaring, CRM, habitatverlies, populatiemodel, ALI

Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult / Ministerie van Economische Zaken
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de brancheverenigingen Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Voorwoord

Voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Gamma heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd over de effecten op vissen, benthos, vleermuizen en vogels. In deze rapportage zijn ook de cumulatieve effecten getoetst. Onderhavige rapportage betreft een vervolgopdracht om nieuwe slachtofferberekeningen en vervolgens nieuwe cumulatieve toetsingen op vogels uit te voeren voor aanvullende windparkscenario's. Vanwege de grote tijdsdruk op offshore windenergie-ontwikkelingen wordt de rapportage als een groeidocument gepresenteerd: in eerste instantie werden resultaten voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta gepresenteerd. In de huidige versie van het document zijn deze aangevuld door uitkomsten voor de windparken IJmuiden Ver Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Voor dit laatste windpark zijn in voorliggend rapport geen cumulatieve berekeningen voor broedvogels en trekvogels uitgevoerd, deze zullen in de MER fase gedaan worden. Vanuit het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat heeft Ufuk Kilinç het project begeleid. Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door Sergej van de Bilt en Joost Sissingh. Wij danken hen voor de prettige samenwerking. Daarnaast heeft Pondera ook het samenvattende hoofdstuk over de gevolgen van de resultaten van deze cumulatiestudie voor het MER, Soortentoets en Passende Beoordeling van IJmuiden Ver Gamma geleverd.



Inhoud

Voorwoord **4**

1 Inleiding **7**

1.1 Aanleiding 7

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten 8

2 Materiaal en methode **9**

2.1 Windparken 9

2.1.1 Windparkscenario's 9

2.1.2 Windpark en turbine data 10

2.2 Lokale vogels 12

2.2.1 Vogeldichtheden 12

2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers 14

2.2.3 Berekening habitatverlies 17

2.2.4 Populatiemodellen 18

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 19

2.3.1 Berekening aanvaringen 19

2.3.2 Berekening habitatverlies 20

2.3.3 Cumulatieve beoordeling 21

2.4 Trekvogels 21

3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario **24**

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta 24

3.1.1 Lokale vogels 24

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 29

3.1.3 Trekvogels 32

3.2 IJmuiden Ver Gamma 33

3.2.1 Lokale vogels 33

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 37

3.2.3 Trekvogels 40

3.3 Nederwiek I 42

3.3.1 Lokale vogels 42

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 45

3.3.3 Trekvogels 48

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden 50
3.4.1 Lokale vogels 50
4 Beoordeling effecten op populatieniveau 54
4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels 54
4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's 54
4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's 54
4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden 57
4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 58
4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden 58
4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden 61
4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden 61
4.4 Trekvogels 62
5 Samenvatting 67
6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma 70
Literatuur 78
Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 80
Bijlage II Windpark data 117
Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit 121
Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie 122



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Voor de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor kavel Alpha en Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver heeft Waardenburg Ecology een ecologische achtergrondrapportage opgeleverd waarin onder andere de cumulatieve effecten op vogels zijn getoetst. Hierbij werden voor kavel Alpha de worst-case scenario's 134x15MW en voor kavel Gamma 153x15MW turbines in beschouwing genomen.

Onderhavig rapport betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een beoordeling van nieuwe aanvullende cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.
De belangrijkste redenen voor een update van de vogelslachtofferberekeningen voor de verschillende milieueffectrapportages zijn:

- In de verschillende milieueffectrapportages werd tot dusver uitgegaan van het KEC 4.0 scenario (zomer 2021) voor de cumulatieve toetsing, waarbij alleen voor het desbetreffende windpark waarvoor het milieueffectrapport (MER) wordt opgesteld nieuwe slachtofferaantallen werden toegevoegd. Voor de overige windparken zijn in de cumulatieve toetsing de slachtoffers van het KEC 4.0 gehanteerd. Inmiddels zijn er t.o.v. KEC 4.0 ook actuelere gegevens bekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. Daarom zijn de gehanteerde aantallen slachtoffers van het KEC 4.0 gedateerd.
- De beschikbaarheid van nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels (Waggit *et al.* 2020), waarvan het KEC 4.0 nog niet uitging (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022).
- Het kunnen toestaan van nog niet eerder beschouwde overplantingsalternatieven (115 windturbines van 20 MW = 2.300 MW) in de kavelbesluiten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.

Op basis van de onderzoeksresultaten in het MER van kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver (van der Vliet *et al.* 2023) is gebleken dat de milieueffecten van het overplantingsalternatief met 115 windturbines van 20 MW (samen 2.300 MW) in bijna alle gevallen gunstiger zijn dan de alternatieven met 15 MW windturbines, met name bij de relevante ecologische thema's zoals zeevogels, vleermuizen en onderwatergeluid. Daarom is in onderhavig onderzoek voor de verschillende onderzochte cumulatieve scenario's ook het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW meegenomen, om te bezien of overplanting met 20 MW turbines in de windparken past binnen de ecologische normen voor vogels. In het MER voor IJmuiden

Ver Gamma en Nederwiek I wordt niet alleen een overplantingsalternatief van 115 turbines van 20 MW (2.300 MW) beoordeeld, maar ook een overplantingsalternatief met 15 MW turbines, dus een alternatief met 153 turbines van 15 MW (2.295 MW) als worst-case scenario. De berekeningen voor voorliggende rapportage zijn ook voor dit alternatief uitgevoerd en de resultaten gepresenteerd.

1.2 Dit rapport in relatie tot de verschillende MER'en voor de kavelbesluiten

IJmuiden Ver Alpha en Beta

Het MER en de kavelbesluiten van kavel Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn eind 2023 gepubliceerd. Onderhavig rapport kan worden gezien als een oplegger op het MER waarin de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing zijn geüpdatet op basis van nieuwe inzichten voor het alternatief met 134 windturbines van 15 MW (2.010 MW samen). Bovendien wordt er middels deze oplegger een overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen) toegevoegd als aanvulling op het MER. De informatie in onderhavig rapport wordt gebruikt in aparte oplegnotities voor de MER'en van kavels Alpha en Beta waarin een effectbeoordeling wordt gegeven voor het overplantingsalternatief van 115 windturbines van 20 MW (Sissingh & van de Bilt 2023a, b).

IJmuiden Ver Gamma

Het MER voor kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt begin 2024 afgerond. In onderhavig rapport worden de berekende vogelslachtoffers en de cumulatieve toetsing geüpdatet op basis van nieuwe uitgangspunten voor de overplantingsalternatieven met 153 windturbines van 15 MW (2.295 MW samen) en van 115 windturbines van 20 MW (2.300 MW samen).

Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden

De MER'en voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dienen nog opgesteld te worden. De uitkomsten van onderhavig rapport kunnen integraal verwerkt worden in deze nog op te stellen milieueffectrapportages.



2 Materiaal en methode

In dit hoofdstuk worden de gebruikte data, aannames en uitgangspunten gepresenteerd. Deze kunnen afwijken van wat in de MER'en van windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma gebruikt is. Zo zijn nieuwe windparkscenario's doorgerekend (§2.1.1), nieuwe vogeldichtheden gebruikt (§**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**) en worden de slachtofferberekeningen voor alle windparken op identieke wijze opnieuw gedaan (zie beschrijving in dit hoofdstuk). De overige aannames, de gebruikte modellen en de parameterwaarden in de modellen zijn conform de laatste soortspecifieke berekeningen voor IJmuiden Ver Gamma (van der Vliet *et al.* 2023), maar worden voor de duidelijkheid ook in voorliggend rapport zo volledig mogelijk gepresenteerd. Ten opzichte van het KEC 4.0 betreffen de aanpassingen nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023).

2.1 Windparken

2.1.1 Windparkscenario's

Voor dit rapport hebben we effectbeoordelingen uitgevoerd voor verschillende cumulatieve windparkscenario's. Dit zijn acht scenario's, aangeleverd door het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (Tabel 2.1), met combinaties van bestaande windparken op het Nederlands Continentaal Plat en toekomstige windparken. Deze scenario's hebben we doorgerekend op nationaal niveau en op internationaal niveau. Op het **nationale** niveau zijn in ieder scenario enkel de windparken meegenomen die zijn opgenomen in Tabel 2.1. Op het **internationale** niveau zijn aanvullend op de Nederlandse windparken in ieder scenario ook buitenlandse windparken meegenomen. Hierbij is uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat op het internationale niveau, aanvullend op de Nederlandse windparken (Tabel 2.1), voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle buitenlandse windparken meegenomen worden die gebouwd worden t/m 2029. Voor Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn dit alle buitenlandse windparken t/m respectievelijk 2030 en 2031. De bestaande windparken OWEZ en Prinses Amalia (PAWP) benaderen het eind van de levensduur en vergunde termijn en worden volgens de huidige verwachtingen in de komende jaren afgebroken. Daarom vormen deze windparken van geen van de cumulatiescenario's een onderdeel. De verschillende genummerde scenario's hebben elk een 'a' en 'b' alternatief. Het 'a' alternatief van elk scenario gaat bij de toekomstige windparken (dus vanaf windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta) uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting. In de

MER'en voor IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I wordt ook overplanting van de 15 MW alternatieven onderzocht. In tegenstelling tot het MER voor Nederwiek I, is in het MER voor IJmuiden Ver Gamma nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* 2020. In voorliggend rapport zijn deze aanvullende slachtofferberekeningen ook voor IJmuiden Ver Gamma uitgevoerd en worden samen met de resultaten voor Nederwiek I voor het worst-case scenario met 15% overplanting van 15 MW turbines (= 153 turbines van 15 MW) gepresenteerd. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

2.1.2 Windpark en turbine data

De meeste gegevens over configuratie van de Nederlandse windparken (aantallen en type turbines, vermogens, ashoogtes en rotordiameters) zijn door EZK aangeleverd (Tabel 2.2). Voor toekomstige windparken heeft EZK aannames gedaan over bijvoorbeeld de vermogens en rotordiameters van turbines. Gegevens voor de internationale windparken zijn conform het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) gebruikt (Bijlage II). Voor de variabelen rotatiesnelheid, pitch en bladbreedte is één waarde per windturbinevermogen gebruikt (Bijlage III). Onbekende waarden voor deze variabelen voor bepaalde vermogens zijn berekend op basis van extrapolatie van bekende cijfers. Gebaseerd op informatie gekregen van RWS van windparkeigenaren wat betreft windbeschikbaarheid en onderhoud van de windturbines is de aanname gemaakt dat windparken overdag 90% van de tijd operationeel zijn in de lente en zomer. Vervolgens hebben we een gewogen gemiddelde over de gehele dag genomen, met 90% operationaliteit overdag voor 9 uur van de dag en 100% voor de resterende uren, resulterend in een gemiddelde van 96,25% operationaliteit in de maanden maart tot augustus, en 100% voor de rest van het jaar. Daarnaast is voor toekomstige windparken in Nederland een gangbare tiplaagte van 25 meter aangenomen.

Tabel 2.1 *Overzicht van de verschillende cumulatieve scenario's, met het aantal turbines en aantal megawatt (MW) van de turbines in de betreffende windparken per scenario.*

Scenario Windpark	1a Cumulatie Ijver Alpha + Beta 15MW	1b Cumulatie Ijver Alpha, Beta 20MW	2a Cumulatie Ijver Gamma 15MW	2b Cumulatie Ijver Gamma 20MW	3a Cumulatie Nederwiek I 15MW	3b Cumulatie Nederwiek I 20MW	4a Cumulatie TNW 15MW	4b Cumulatie TNW 20MW
Luchterduinen	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW	43 x 3MW
Gemini	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW	150 x 4MW
Borssele I en II	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW	94 x 8MW
Borssele III en IV	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW	77 x 9,5MW
Borssele V	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW	2 x 9,5MW
Hollandse Kust (zuid) I en II	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW	70 x 11MW
Hollandse Kust (zuid) III en IV	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (noord) V	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW	69 x 11MW
Hollandse Kust (west) VI	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW	54 x 14MW
Hollandse Kust (west) VII	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW	60 x 14MW
IJmuiden Ver Alpha	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Beta	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
IJmuiden Ver Gamma			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Nederwiek I			153 x 15MW	115 x 20MW	153 x 15MW	115 x 20MW	134 x 15MW	115 x 20MW
Ten Noorden van de Waddeneilanden							47 x 15MW	35 x 20MW

Tabel 2.2 *Parameters van de beide turbinetypes die zijn gebruikt bij de berekeningen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.*

Turbine	rotordiameter (m)	ashoogte (m)	# bladen	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
15MW	236	143	3	6,757	8,4	4,285
20MW	280	165	3	8,114	8,6	3,571

2.2 Lokale vogels

Sterfte onder lokale vogels is berekend voor de vijftien soorten die ook in de verschillende MER'en behandeld worden. Deze soorten zijn de geselecteerd uit een lange lijst soorten, als meest relevante vanwege dan wel aanwezigheid, dan wel gevoeligheid van de effecten van offshore windparken (Rijkswaterstaat 2015, 2019).

- Grote mantelmeeuw *Larus marinus*
- Kleine mantelmeeuw *Larus fuscus*
- Zilvermeeuw *Larus argentatus*
- Dwergmeeuw *Hydrocoloeus minutus*
- Drieteenmeeuw *Rissa tridactyla*
- Jan-van-gent *Morus bassanus*
- Grote jager *Stercorarius skua*
- Kleine jager *Stercorarius parasiticus*
- Noordse stormvogel *Fulmarus glacialis*
- Grote stern *Thalasseus sandvicensis*
- Visdief/noordse stern *Sterna hirundo/paradisaea*
- Alk *Alca torda*
- Papegaaiduiker *Fratercula arctica*
- Zeekoet *Uria aalge*
- Ongedetermineerde duiker *Gavia spp.*

2.2.1 Vogeldichtheden

Het soortspecifieke aantal vogels dat aanwezig is in een windparkgebied vormt de basis van elke slachtofferberekening. Het aantal aanvaringen wordt bijvoorbeeld bepaald aan de hand van de flux van vogels die door een gegeven rotoroppervlak vliegt. Deze flux kan worden gemeten (bijvoorbeeld met radar, camera of visueel), maar vaak in het geval van zeevogels, en zo ook in onze berekeningen, zijn de soort- en windpark-specifieke fluxen door het model berekend op basis van de lokale dichtheid van een soort, vastgesteld tijdens scheeps- of vliegtuigtellingen. Ook de berekening van de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies is gebaseerd op soortspecifieke dichtheden van zeevogels. Afhankelijk van de beschikbaarheid is per soort gebruik gemaakt van dichtheden uit Waggit *et al.* (2020), of van KEC 4.0 dichtheidskaarten.

<u>Bepalingen volgens Waggit kaarten</u>

De ESAS (European Seabirds At Sea) database bevat data van internationale zeevogeltellingen die gebruikt kunnen worden voor het bepalen van het soortspecifieke voorkomen van vogels in toekomstige windenergiegebieden. Echter, in sommige gebieden in de Noordzee worden er geen systematische monitoringsprogramma's uitgevoerd, zijn geen tellingen beschikbaar van recente jaren of zijn de data van de uitgevoerde tellingen niet openbaar. Daardoor is de telinspanning niet homogeen over de gehele Noordzee (Soudijn *et al.* 2022). Momenteel maakt Wageningen Marine Research (WMR) in opdracht van Rijkswaterstaat nieuwe dichtheidskaarten van vogels op de Nederlandse Noordzee die niet alleen rekening houden met het waargenomen aantal vogels, maar ook met het aantal waarnemingen per rastercel, en habitatsvariabelen, zoals afstand tot de kust, waterdiepte,

en sedimenttype. Totdat deze kaarten in 2024 beschikbaar komen, wordt gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare zeevogeldichtheden voor de Noordoost-Atlantische regio die ook op basis van ruimtelijke regressiemodellen zijn bepaald, net zoals de toekomstige WMR-kaarten. Dergelijke ruimtelijke regressiemodellen zijn tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in effort. Dergelijke kaarten zijn voorhanden uit 2020, ontwikkeld door Waggit *et al.* (2020), die maandelijkse dichtheden hebben bepaald in een raster van 10 x 10 km. Vanwege deze rasterresolutie hebben we de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 10 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark.

Bepalingen volgens KEC 4.0 kaarten

Wanneer voor een vogelsoort dichtheidskaarten beschikbaar zijn vanuit Waggit *et al.* (2020), zijn in onze berekeningen deze dichtheidskaarten gebruikt als input voor de dichtheden. Echter, Waggit *et al.* (2020) hebben niet alle zeevogelsoorten behandeld. Voor de overige soorten (zie Tabel 2.3) zijn de tweemaandelijkse KEC 4.0 dichtheidskaarten gebruikt: voor Nederlandse parken de nationale dichtheden gebaseerd op MWTL-tellingen (zie hieronder), en voor buitenlandse windparken de internationale dichtheden gebaseerd op de ESAS database (cf. Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022). De KEC 4.0 dichtheidskaarten hebben een resolutie van 5 x 5 km, en daarom hebben we bij deze kaarten de layout van (toekomstige) windparkgebieden plus een 5,5 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor elk windpark. Het stochastische Collision Risk Model (sCRM, zie verder §2.2.2) verwacht maandelijkse dichtheden als input. Daarom zijn de tweemaandelijkse dichtheden voor beide maanden gebruikt die onderdeel vormen van de tweemaandelijkse telmaanden: de augustus dichtheid geldt dus ook voor september, oktober ook voor november, december ook voor januari, enzovoort.

Tabel 2.3 Bronnen voor dichtheidskaarten gebruikt voor de verschillende zeevogelsoorten.

Waggit kaarten	**KEC 4.0 kaarten**
zilvermeeuw	grote mantelmeeuw
drieteenmeeuw	dwergmeeuw
kleine mantelmeeuw	kleine jager
noordse stormvogel	visdief/noordse stern
grote jager	grote stern
jan-van-gent	ongedetermineerde duiker
alk	
zeekoet	
papegaaiduiker	

Voor de vogeldichtheden in buitenlandse windparken is ESAS-data van 1991 t/m 2020 gebruikt als input (cf. KEC 4.0). Deze relatief lange periode is in het KEC 4.0 gekozen vanwege beperkte beschikbaarheid van data en sterke variatie tussen tellingen. Het gebruik van een langere periode resulteert in meer data en daardoor meer betrouwbaarheid. In Nederland wordt de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) monitoring vanuit het vliegtuig in relatief kleine intervallen uitgevoerd (iedere 2 maanden) en deze dekt het gehele Nederlandse deel van de Noordzee in detail. Om deze reden worden de dichtheidsschattingen van deze tellingen als betrouwbaarder beschouwd voor Nederland dan die van de internationale ESAS-data. Voor de berekening van vogeldichtheden in Nederlandse windparken zijn daarom dichtheden op basis van MWTL-vliegtuigtellingen gebruikt (ook cf. KEC 4.0). Voor deze nationale schaal zijn de dichtheden gebaseerd op een kortere periode van datacollectie (1999-2020). Deze kortere periode zorgt ervoor dat tellingen van het verre verleden niet gebruikt worden voor het berekenen van gemiddelde dichtheden, zodat een bepaalde populatietrend in het verre verleden niet tot over- of onderschatting van de huidige dichtheden leidt. De KEC 4.0 kaarten zijn door WMR voor tweemaandelijkse dichtheden ontwikkeld in een raster van 5 x 5 km, door de data van de tellingen te interpoleren (Soudijn *et al.* 2022).

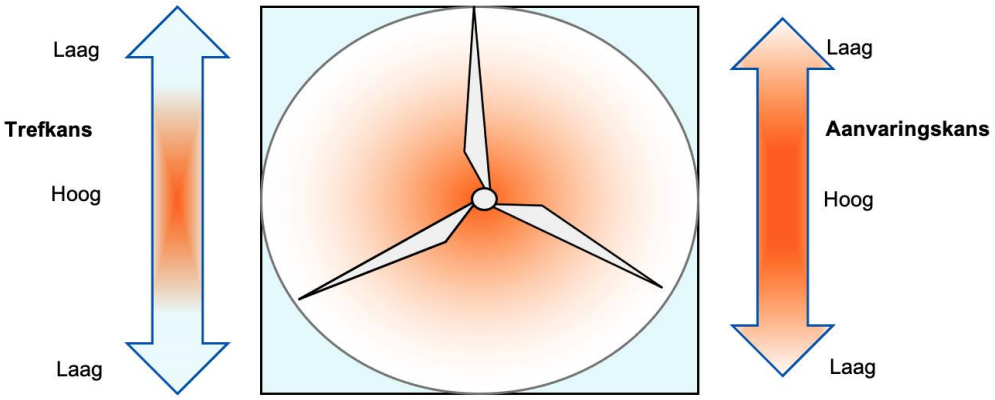
2.2.2 Berekening aanvaringsslachtoffers

Slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen zijn eerst berekend per windpark en daarna opgeteld voor de windparken behorend tot de verschillende scenario's. De berekeningen van slachtofferaantallen onder lokale vogels zijn gedaan door gebruik te maken van het stochastische Collision Risk Model (Masden 2015; hierna 'sCRM' genoemd). Het sCRM is gebaseerd op het SOSS Band model (Band 2012), maar maakt het mogelijk om gedetailleerdere input data te gebruiken, specifiek wat betreft het modelleren van de variabiliteit rond bepaalde parameters (Masden 2015). Dit vertaalt zich in een reeks van uitkomsten die geproduceerd wordt, ten opzichte van een enkele uitkomst van het Band model. Hierdoor heeft het model de mogelijkheid om standaarddeviaties rond de maandelijks verwachte slachtofferaantallen te berekenen. Dit geeft een indicatie van de onzekerheid rond de geschatte aanvaringsgetallen. Voor elke soort zijn 1.000 iteraties van het model gerund. Alle sCRM berekeningen zijn uitgevoerd in R (R Core Team 2021).

Het sCRM gebruikt verschillende input parameters gerelateerd aan de eigenschappen van de vogelsoort (zie hieronder) en de windturbines (zie §2.1.2) om het theoretische risico van aanvaring van elke soort per turbinetype te berekenen. Het berekende soortspecifieke aanvaringsrisico wordt daarna vermenigvuldigd met de soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van elk windpark en gecorrigeerd voor het soortspecifieke uitwijkingsgedrag.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor alle lokale vogels voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het

verticale middelpunt van de rotor (Figuur 2.1). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Hierbij moet vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 2.1 *Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.*

De soortspecifieke flux door het totale rotoroppervlak van een bepaald windpark, wordt voor zeevogels gebaseerd op de lokale dichtheid van elke soort in elk windpark. Voor de berekeningen van aanvaringsslachtoffers zijn deze vogeldichtheden, die zowel zwemmende als vliegende vogels bevatten, vermenigvuldigd met een soortspecifieke correctiefactor voor de gemiddelde fractie van tijd die in vlucht wordt doorgebracht. Dit is gedaan omdat uitsluitend vliegende vogels een kans op aanvaring lopen. Het sCRM transformeert de dichtheden van vogels in vlucht naar fluxen op rotorhoogte, gebaseerd op soortspecifieke vlieghoogteverdelingen, gerelateerd aan de turbine afmetingen (namelijk ashoogte en rotordiameter).

In het sCRM wordt bij elke iterati" van'het model willekeurig een vlieghoogteverdeling gekozen uit een gegeven set aan vlieghoogteverdelingen. Als input voor het model zijn daarom voor iedere soort verschillende vlieghoogteverdelingen gebruikt (conform het KEC 4.0; Potiek *et al.* 2022) om voor meer variabiliteit in de uitkomsten te zorgen. Vlieghoogteverdelingen van **kleine mantelmeeuw** en **zilvermeeuw** zijn berekend op basis van GPS logger data van vogels uit Nederlandse, Belgische en Britse kolonies (Gyimesi *et al*. 2017a). Voor ieder individu met meer dan 1.500 datapunten is een aparte vlieghoogteverdeling in het model gestopt. Dezelfde methode is toegepast op de vlieghoogteverdelingen van **grote jager** en **jan-van-gent** gebaseerd op GPS logger data

van Ross-Smith *et al*. (2016) en Cleasby *et al*. (2015), respectievelijk. Voor **grote mantelmeeuw** zijn twee vlieghoogteverdelingen gebruikt op basis van Zweedse en Deense logger data (Gyimesi *et al.* 2017b), en één verdeling gebaseerd op Johnston *et al.* (2014). Voor alle overige soorten hebben we 200 vlieghoogteverdelingen gegenereerd door te samplen uit (*zero-truncated normal*) verdelingen met gemiddelde en standaarddeviatie gebaseerd op de 95%-betrouwbaarheidsintervallen per hoogtemeter uit Johnston *et al.* (2014).

Voor **jan-van-gent** zijn in het kader van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof een aanpassing van het percentage nachtactiviteit. Voor alle windparken binnen de gemiddeld maximale foerageerafstand vanaf kolonies (315 km, Woodward *et al.* 2019) wordt gerekend met een nachtactiviteit van 8% in het broedseizoen (april-juli), terwijl in overige windparken en maanden gerekend wordt met 3% (Furness *et al.* 2018). Verder is in het kader van het KEC 4.0 een gebiedsspecifieke leeftijdsverdeling bepaald die ook in voorliggende slachtofferberekeningen en populatiemodellering meegenomen is (Collier *et al.* 2022). In tegenstelling tot het KEC 4.0 is bij de jan-van-gent gebruik gemaakt van een verfijning van de gebruikte uitwijkpercentages (cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma). Dit houdt in dat dichter bij de kolonies (volgens een conservatieve aanname binnen de gemiddelde foerageerafstand van 120 km, Woodward *et al.* 2019) wordt verwacht dat jan-van-genten een lagere vermijdingsreactie op windparken zullen vertonen dan op windparken die verder weg liggen om in de beperkte tijdsperiode van het broedseizoen in de energetische behoeften van henzelf en van hun kuikens te kunnen voorzien. Op basis van de conclusies van Leemans & Gyimesi (2022) is tijdens de broedperiode voor de windparken dichter bij de kolonies het voorzichtige vermijdingspercentage van 98,9% gebruikt (cf. Cook *et al*. 2018). Voor windparken verder weg van kolonies en voor de windparken dichterbij maar buiten de broedperiode is voor jan-van-gent een hoger vermijdingspercentage van 99,6% gebruikt (cf. Leemans & Gyimesi 2022), waardoor minder vogels in het rotoroppervlak terecht kunnen komen.

Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data, hetgeen niet afwijkt van de parameters die zijn gebruikt in KEC 4.0 en de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma. In Tabel 2.4 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort.

Tabel 2.4 *Gebruikte parameters in de sCRM berekeningen voor lokale vogels. N.B.: voor drieteenmeeuw twee verschillende waardes voor vliegsnelheid gebruikt zijn voor flux berekening en het aanvaringsrisico. Naar de bronnen voor de verschillende parameters wordt verwezen met letters in de tabel. Ten opzichte van het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is de enige afwijking het gebruik van een gebiedsspecifiek uitwijkpercentage bij de jan-van-gent (zie tekst).*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht (%)
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,34[b]	3,91[b]	0,01[b]	99,5[c]	0,3[b]
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7[d]	1,20[d]	0,50[e]	99,5[c]	0,34[f]
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,41[b]	3,92[b]	0,43[b]	99,8[c]	0,43[b]
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5[d]	0,10[d]	0,25[e]	99,5[g]	0,6[e]
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9[h]	2,60[h]	0,08[i]	98,9/99,6[c]	0,82[j]
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,71 / 6,22[k]	3,16 / 3,40[k]	0,50[e]	99,2[c]	0,672[l]
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8[d]	2,20[d]	0[e]	99,5[g]	1[e]
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9[h]	3,80[h]	0[e]	99,5[g]	0,8[e]
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2 [m]	3,1[m]	0[e]	99,0[g]	1[e]
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3[n]	3,40[n]	0,05[o]	99,0[g]	1[e]
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6[p]	0	0[e]	99,0[g]	0,2[e]
Alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0[p]	0	0[e]	99,5[g]	0,2[e]
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1[p]	0	0,25[e]	99,5[g]	0,2[e]
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0[p]	0	0,75[e]	99,9[g]	0,4[e]
ongedet. Duiker	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0[d]	0	0[e]	99,0[g]	0,5[e]

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Gyimesi *et al,* 2017a; [c] Cook *et al.* 2018 / Leemans & Gyimesi 2022; [d] Alerstam *et al.* 2007; [e] Garthe & Hüppop 2004; [f] Maynard 2018; [g] Maclean *et al.* 2009; [h] Pennycuick 1990; [i] Furness *et al.* 2018; [j] Cleasby *et al.* 2015; [k] Skov *et al.* 2018; [l] Collins *et al.* 2016; [m] based on Wakeling & Hodgson 1992; [n] Fijn & Gyimesi 2018; [o] Collier, unpublished; [p] Pennycuick 1997

2.2.3 Berekening habitatverlies

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat door gebrek aan data grote aannames moeten worden gebruikt bij het onderwerp habitatverlies (Rijkswaterstaat 2015; Soudijn *et al.* 2022). Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding van offshore windparken kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken is steeds de *worst case*-aanname gehanteerd dat 10% van de verstoorde vogels dood gaat als gevolg van habitatverlies (cf. Bradbury *et al.* 2014). Deze

aanname hanteren we ook in voorliggend rapport om het effect van habitatverlies te kwantificeren.
Met die aanname wordt sterfte door habitatverlies volgens de volgende stappen bepaald.

1. Op basis van de bruto oppervlakte van de kavels (Bijlage II) en een buffer eromheen (zie §2.2.1) worden jaarlijkse gemiddelde vogeldichtheden berekend. Dit in tegenstelling tot het KEC waar het effect van habitatverlies op basis van maandelijkse vogeldichtheden wordt bepaald.
2. Omdat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden, corrigeren we de vogeldichtheden met soortspecifieke macro-uitwijkingspercentages (zie §3). Dit doen we omdat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringsslachtoffer kunnen worden, maar voor deze individuen gaat het gebied juist als verloren worden beschouwd en treedt er dus habitatverlies op. Dit is een aanpassing ten opzichte van de KEC documenten, waar tot op heden het aantal sterftegevallen als gevolg van habitatverlies en aanvaringen afzonderlijk op basis van dezelfde vogeldichtheden berekend werd (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022), maar daarmee kon dezelfde individu slachtoffer worden van zowel aanvaringen als van habitatverlies.
3. Als laatste stap passen we de 10% sterfte op het aantal verstoorde vogels toe.

2.2.4 Populatiemodellen

De cumulatieve effecten van de gebouwde en geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het scenario zonder de geschatte extra sterfte door windparken, als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van windparken is meegenomen.

Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen het KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken (‘zonder impact’). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022b). Deze soortspecifieke drempelwaarden (‘levels’) zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y.

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken. Hoewel de windparken een looptijd van 35 jaar hebben, wordt binnen de ALI methodiek getoetst over een periode van 30 jaar. Doordat binnen de huidige methodiek geen variatie tussen jaren plaatsvindt, heeft dit slechts beperkte invloed op de uitkomst.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door het Ministerie van LNV drempelwaarden opgesteld (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), gebaseerd op een advies door Sovon (2022). Een belangrijke factor in de beoordeling van deze soortspecifieke drempelwaarden is de *conservation status*, welke voor Nederland gedefinieerd is in de 'Staat van Instandhouding' en voor Europese schaal in de classificering op de IUCN Rode Lijst. Daarnaast zijn landelijke trends van broedvogels en niet-broedvogels meegenomen, net als specifieke tellingen van vogels op zee. Ook de trend op de schaal van het Noord-Atlantische zeegebied is meegenomen in de geadviseerde drempelwaarden.

2.3 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

De beoordelingen in dit hoofdstuk zijn gebaseerd op de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling en betreffen een actualisatie van die berekeningen. Derhalve houden we in voorliggende studie, op basis van de eerdere MER'en, uitsluitend rekening met kleine mantelmeeuw slachtoffers van Natura 2000-gebieden, waarvoor de kleine mantelmeeuw een doelsoort is. De kolonies in Natura 2000-gebieden vanwaar kleine mantelmeeuwen IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken zijn Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee, op basis van een foerageerafstand van 127 km (Woodward *et al.* 2019). De huidige berekeningen betreffen dus een actualisatie eerdere berekeningen in MER-trajecten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is er momenteel nog geen MER-beoordeling voorhanden. Derhalve moet voor dit windpark in de toekomst bepaald worden van welke kolonies en hoeveel slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden.

2.3.1 Berekening aanvaringen

Voor de berekening van aanvaringsslachtoffers onder kolonievogels uit beschermde natuurgebieden is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels van een kolonie op zee foerageertochten maken en in windenergiegebieden terecht kunnen komen. Om het aandeel broedvogels onder alle slachtoffers te bepalen, zijn alleen de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (mei-juli) in beschouwing genomen. Die slachtoffers zijn

echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat namelijk uit zogenaamde ‘floaters’ (niet-broedende adulte vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces om tot aantallen slachtoffers onder adulte broedvogels te komen. Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een schatting van 40% floaters van de populatie kleine mantelmeeuwen is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Voor drieteenmeeuwen bedraagt het percentage floaters naar schatting 37,5% van de populatie (Gyimesi & Lensink 2012).

De slachtoffers onder adulte broedvogels in een bepaald windpark kunnen uit verschillende kolonies afkomstig zijn. Daarom wordt het totaal aantal slachtoffers onder adulte broedvogels verdeeld over alle kolonies (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie tot in het betreffende windenergiegebied kunnen komen. Deze verdeling gebeurt naar verhouding van de koloniegroottes omdat uit grotere kolonies ook meer vogels foerageertochten op zee kunnen maken en dus de kans hebben om slachtoffer te worden in een offshore windpark. De verschillende kolonies liggen echter ook op verschillende afstanden van de windenergiegebieden. Vogels uit dichterbij gelegen kolonies kunnen een grotere kans hebben om een windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de broedvogelaantallen in kolonies die dichter bij het windenergiegebied liggen zwaarder mee.

2.3.2 Berekening habitatverlies

Voor de berekening van habitatverlies onder broedvogels uit Natura 2000-gebieden die als doelsoort voor dit gebied zijn aangewezen, is voor de relevante soorten eerst het aantal slachtoffers door habitatverlies in het broedseizoen bepaald. Hiervoor is de gemiddelde dichtheid in het betreffende windpark in het broedseizoen genomen, en vermenigvuldigd met de bruto oppervlakte van de kavels met een buffer eromheen (zie §2.2.1), het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10%. Het aantal slachtoffers is vervolgens vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie §2.3.1) om het aantal slachtoffers onder broedende adulten te krijgen. Vervolgens is dit aantal wederom verdeeld over alle individuen (dus ook over vogels uit kolonies buiten beschermde natuurgebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in het windenergiegebied kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van de windenergiegebieden, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windenergiegebied gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichter bij een windenergiegebied liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in het windenergiegebied terecht kunnen komen. Deze methode wijze wijkt niet af van de wijze van de MER’en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma.

2.3.3 Cumulatieve beoordeling

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In deze beoordeling is wederom uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van ieder windpark zoals aangeleverd door EZK (voor de Nederlandse windparken) of gebruikt in KEC 4.0 (voor de buitenlandse windparken) (zie Bijlage II). Dit betekent dat voor IJmuiden Alpha, Beta en Gamma alle windparken t/m 2029 zijn meegenomen. Voor Nederwiek I zijn dit alle windparken t/m 2030. Verder hoeft in een cumulatiestudie alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd[1]. Daarom zijn alleen de windparken meegenomen die gerealiseerd zijn, of worden gerealiseerd na de laatste jaargetallen dat broedgegevens van de betreffende soort uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling. Hiermee wordt de aanname gedaan dat de gevolgen van windparken vóór dat jaartal in de koloniegroottes moeten zijn verdisconteerd (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2[12]). Effecten van windparken na dat jaartal kunnen vanzelfsprekend nog geen invloed hebben gehad op de koloniegroottes. De broedgegevens van alle kolonies zijn in de voorliggende beoordeling gelijk gehouden aan de getallen die zijn gebruikt in het betreffende MER. Dit houdt in dat we voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma alleen windparken hebben meegenomen na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland).

2.4 Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in offshore gebieden verblijven. Van verstoring en het daarmee gepaard gaande habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Daarom behandelen we voor trekvogels uitsluitend de effecten van aanvaringen.

Berekeningen van aanvaringen kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het Band model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar). Voor de trekvogelsoorten is gewerkt met optie 1 van het Extended Band Model (Band 2012). Deze optie van het model wordt gebruikt als er geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn, zoals in het geval van trekvogels. Optie 1 werkt namelijk met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-

[1] Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2
[2] Paragraaf 38.2. met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,

bestreken gebied en vereist daarom geen expliciete vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte. Voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van metingen van fluxen op K14 (Fijn *et al.* 2012; Fijn *et al.* 2015). Dit platform ligt 80 km uit de kust en is de dichtstbijzijnde locatie waar fluxmetingen van trekvogels zijn gedaan.

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast (Maclean *et al.* 2009, cf. de MER'en voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta en -Gamma).

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) zijn ook soortspecifieke slachtofferberekeningen uitgevoerd met een stochastische variant van het Extended Band Model (Band 2012), waarbij voor iedere soort gebruikt is gemaakt van exact dezelfde fluxen en parameterwaardes als in KEC 4.0 (Tabel 2.5). Voor kleine zwaan en rotgans waren vlieghoogteverdelingen beschikbaar, gebaseerd op data van Gyimesi *et al.* (2017b). Voor deze soorten is daarom gebruik gemaakt van optie 3 van het Extended Band Model, terwijl voor de overige soorten is gewerkt met optie 1 (zie boven). Voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, zijn deze slachtofferaantallen kwalitatief vergeleken met de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0. Op basis hiervan zijn de effecten op populatieniveau van deze soorten beoordeeld. Voor de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I zijn met de nieuwe slachtofferaantallen populatiemodellen gerund en de uitkomsten getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023).

Voor windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden kon een dergelijke vergelijking met de KEC 4.0 resultaten niet worden uitgevoerd. Het KEC 4.0 betrof een cumulatiestudie met windparken die t/m 2030 gerealiseerd zullen worden. Windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden is wel onderdeel geweest van het KEC 4.0, maar na deze studie is de planning van het operationeel worden van het windpark aangepast naar 2031. Daarom zouden de KEC berekeningen opnieuw uitgevoerd moeten worden met windparken t/m 2031. Bij gebrek aan deze berekeningen kunnen we in voorliggende studie ook geen vergelijking uitvoeren. Daarom zijn in voorliggende studie voor Ten Noorden van de Waddeneilanden geen cumulatieve berekeningen voor trekvogels uitgevoerd. Dit zal in een latere MER-fase moeten gebeuren.

Tabel 2.5 *Gebruikte parameterwaardes en fluxen (aantal vogels/km/jaar) in de sCRM berekeningen voor trekvogels. De bronnen voor de verschillende parameters zijn weergegeven met letters in de tabel en onderaan uitgelegd. * Voor kleine zwaan en rotgans is gebruikt gemaakt van fluxen op rotorhoogte, waardoor niet gecorrigeerd hoefde te worden voor de fractie op rotorhoogte.*

	Lichaamslengte (m)[a]		spanwijdte (m)[a]		vliegsnelheid (m/s)		uitwijking (%)	fractie op rotorhoogte	flux[j]
soort	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**	**gem.**	**sd**			
kleine zwaan	1.21	0.020	1.96	0.052	16.88[b]	0.62[b]	98.0[c]	*	37
rotgans	0.59	0.008	1.15	0.017	17.25[b]	0.27[b]	98.0[c]	*	589
bergeend	0.63	0.015	1.22	0.038	18.21[d]	4.32[d]	98.0[c]	0.5[i]	644
wulp	0.55	0.017	0.90	0.033	17.78[e]	3.30[e]	98.0[c]	0.75[i]	645
kanoet	0.24	0.003	0.59	0.007	16.64[f]	0.56[f]	98.0[c]	0.75[i]	1.434
rosse grutto	0.38	0.003	0.75	0.017	14.4[g]	1.97[g]	98.0[c]	0.75[i]	742
zwarte stern	0.23	0.003	0.66	0.007	7.1[h]	0.64[h]	98.0[c]	0.07[i]	681
spreeuw	0.22	0	0.40	0.008	15.4[g]	1.71[g]	98.0[c]	0.5[i]	39.469

[a] Snow & Perrins 1998; [b] Pennycuick 1997; [c] Maclean *et al.* 2009; [d] Green *et al.* 2021; [e] gebaseerd op Schwemmer *et al.* 2016; [f] gebaseerd op Duijns *et al.* 2017; [g] Pennycuick *et al.* 2013; [h] Blake & Chan 2006; [i] Rijkswaterstaat 2015; [j] Potiek *et al.* 2022a



3 Aantal slachtoffers per windpark en windparkscenario

In dit hoofdstuk presenteren we per windpark de resultaten van de slachtofferberekeningen voor lokale vogels, broedvogels uit beschermde natuurgebieden en trekvogels. Voor elk windpark worden per alternatief zowel de slachtofferaantallen per jaar voor het betreffende windpark zelf als de slachtofferaantallen per jaar in cumulatie met andere windparken weergegeven. Gerapporteerde slachtofferaantallen zijn in de meeste gevallen afgerond naar hele getallen, waardoor de sommen lijken af te wijken. Let wel dat alle slachtofferaantallen zijn de uitkomsten van modelberekeningen en moeten worden geïnterpreteerd als orde-grootte schattingen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden veel worst-case aannames gedaan om het voorzorgsprincipe te waarborgen. De effecten van de cumulatieve slachtofferaantallen op populatieniveau worden behandeld in §3.2. Voor het beoordelen van de effecten op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden worden de aannames van de MER'en aangehouden, zonder aanvullende berekeningen, en daarom worden deze effecten enkel in §3.2 besproken.

3.1 IJmuiden Ver Alpha en Beta

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines met 15% overplanting.

3.1.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.1. De slachtofferaantallen verschillen nauwelijks tussen Alpha en Beta. In enkele gevallen is het aantal slachtoffers in een kavel (afgerond) net één meer of minder dan in de andere kavel.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 35 in zowel Alpha als Beta. Daarna volgen de jan-van-gent en dwergmeeuw waarbij respectievelijk maximaal 14 en 7 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 6 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts enkele slachtoffers (grote stern).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 9% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen de dwergmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (allen maximaal 6), en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.1), of slechts één slachtoffer (grote stern).

Tabel 3.1 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Alpha en Beta van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Beta 134 x 15 MW	IJmuiden Ver Alpha 115 x 20 MW	IJmuiden Ver Beta 115 x 20 MW
zilvermeeuw	6	6	6	6
grote mantelmeeuw	35	35	33	33
kleine mantelmeeuw	6	6	5	6
dwergmeeuw	7	6	6	5
drieteenmeeuw	6	6	5	5
jan-van-gent	14	14	12	12
kleine jager	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1	<1	<1
grote stern	2	1	1	1
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden onder zeekoet verwacht, namelijk 10 slachtoffers per jaar voor zowel Alpha als Beta (Tabel 3.2 en Tabel 3.3). Voor dwergmeeuw, drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw, jan-van-gent, noordse stormvogel, grote mantelmeeuw en alk worden in beide kavels 1 tot maximaal 4 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.2 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	2
dwergmeeuw	0,30	80**	4
drieteenmeeuw	0,26	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,05	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	1
zeekoet	0,63	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Tabel 3.3 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Beta. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,16	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,04	70**	<1
grote stern	0,04	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,61	80**	10
noordse stormvogel	0,13	80**	2
ongedetermineerde duiker	0,00	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn weergegeven in respectievelijk Tabel 3.4 en Tabel 3.5.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (257 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 100 slachtoffers (maximaal 113). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 13 en 11 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 4 slachtoffers uit. Onder kleine jager, grote jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.755 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.247). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 173, 156, 117 en 110 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 82, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.4 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor de alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	42	41	7	48	48
grote mantelmeeuw	245	242	11	257	254
kleine mantelmeeuw	41	41	14	55	54
dwergmeeuw	56	55	37	93	92
drieteenmeeuw	45	44	19	63	62
jan-van-gent	102	98	11	113	109
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	24	24	11	35	35
grote stern	25	24	9	34	33
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	10	11	11
zeekoet	2	2	64	66	66
noordse stormvogel	<1	<1	12	13	13
ongedetermineerde duiker	2	2	2	4	4

Tabel 3.5 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** scenario voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	334	334	59	394	393
grote mantelmeeuw	1.685	1.682	70	1.755	1.752
kleine mantelmeeuw	242	242	67	310	309
dwergmeeuw	113	111	61	173	172
drieteenmeeuw	435	433	217	651	650
jan-van-gent	1.144	1.140	103	1.247	1.243
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	3	13	13
visdief/noordse stern	92	92	64	156	156
grote stern	65	64	17	82	82
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	106	110	110
zeekoet	23	22	738	760	760
noordse stormvogel	4	4	262	266	266
ongedetermineerde duiker	84	84	34	117	117

3.1.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. De windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta liggen niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling (IHD) als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Alpha voor elk van de drie kolonies en bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.6a en b). Voor IJmuiden Ver Beta geldt dat de slachtofferaantallen bij beide alternatieven ook uitkomen op minder dan 1 slachtoffer, met uitzondering van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder vogels uit Duinen en Lage Land Texel (1 slachtoffer per jaar) (Tabel 3.7a en b). De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers in beide kavels, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte slechts op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Alpha en 0,07% voor Beta bij alternatief a met 15 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Alpha van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.6b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 3.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuw voor het alternatief met 134 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Beta van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

Gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,1	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Tabel 3.7b *zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	Aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. Sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,04%	1,0	0,07%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,06%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,003%	<1	0,005%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta zijn gepresenteerd in Tabel 3.8. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 6,4 in het scenario met 15 MW turbines en 6,3 voor het scenario met 20 MW turbines + 15% overplanting. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,0 en 1,9 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW + 15% overplanting. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,1 in beide scenario's.

Tabel 3.8 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Natura 2000-gebieden		
	Duinen Texel	**Duinen Vlieland**	**Waddenzee (NL)**
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,4
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub – THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,7	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,2
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,7
Norfolk Boreas	1,3	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,4**	**1,3**	**15,7**
IJmuiden Ver Alpha – 15 MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 15 MW	1,1	0,4	0,2
Cumulatief	**6,4**	**2,0**	**16,1**
IJmuiden Ver Alpha – 20 MW + 15%	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta – 20 MW + 15%	1,0	0,3	0,2
Cumulatief	**6,3**	**1,9**	**16,1**

3.1.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.324 en 2.582 per jaar bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.9). Dit geldt voor zowel IJmuiden Ver Alpha als IJmuiden Ver Beta. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (37-38) verwacht in Alpha en Beta. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.9 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta.*

	Alternatief a		alternatief b	
	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta	IJmuiden Ver Alpha	IJmuiden Ver Beta
	134 x 15 MW	134 x 15 MW	115 x 20 MW	115 x 20 MW
ganzen en zwanen	37	37	38	38
eenden	2	2	2	2
reigers	0	0	0	0
roofvogels en uilen	3	3	3	3
steltlopers	7	7	7	7
zangvogels	2.324	2.324	2.582	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 20 MW windturbines met 15% overplanting, in plaats van de 15 MW turbines, zoals gehanteerd in het KEC 4.0. Uit de berekeningen blijkt dat in het overplantingsscenario bij de meeste soorten een minimale toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.10). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk. De verschillen tussen KEC 4.0 en het huidige scenario met 15 MW turbines verwaarloosbaar.

Tabel 3.10 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta tezamen, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor deze windparken gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW + 15%
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	8	8	11
bergeend	16	16	17
wulp	23	23	24
kanoet	44	44	45
rosse grutto	26	26	26
zwarte stern	2	2	2
spreeuw	798	801	825

3.2 IJmuiden Ver Gamma

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting. In het MER voor IJmuiden Ver Gamma zijn beide alternatieven onderzocht, maar nog niet gerekend met de nieuwe dichtheidskaarten voor zeevogels van Waggit *et al.* (2020). Daarom zijn in voorliggend rapport deze aanvullende slachtofferberekeningen voor IJmuiden Ver Gamma opgenomen. Deze nieuwe slachtofferaantallen worden meegenomen in het MER voor Nederwiek I in de beoordeling van de effecten op populatieniveau.

3.2.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.11. Bij alternatief a (153 * 15 MW) worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 41. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw en drieteenmeeuw zijn minder dan 10 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Bij alternatief b, met 115 turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen bij sommige soorten enkele tientallen procenten lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 33) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw (beide maximaal 6), en dwergmeeuw en drieteenmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.11), of slechts enkele slachtoffers (visdief/noordse stern en grote stern).

Tabel 3.11 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven in kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM.*

	153 * 15 MW	115 * 20 MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	41	33
kleine mantelmeeuw	9	6
dwergmeeuw	7	5
drieteenmeeuw	7	5
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1
grote stern	2	2
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (Tabel 3.12). Voor alle soorten meeuwen, alle soorten sterns, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.12 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

Soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2
dwergmeeuw	0,26	80**	5
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2
grote stern	0,07	70**	1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	2
zeekoet	0,58	80**	11
noordse stormvogel	0,13	80**	2

ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.13 en Tabel 3.14.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (341 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.840 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.281). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 163, 119 en 114 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van IJmuiden Ver Gamma worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 86, 20, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.13 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	341	329
kleine mantelmeeuw	57	52	19	76	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	27	26	14	41	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.14 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	Aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
Soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	348	346	62	410	408
grote mantelmeeuw	1.766	1.753	74	1.840	1.828
kleine mantelmeeuw	258	253	72	330	325
dwergmeeuw	122	119	68	190	186
drieteenmeeuw	448	445	225	672	669
jan-van-gent	1.174	1.164	107	1.281	1.271
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	9	9	4	13	13
visdief/noordse stern	95	94	68	163	161
grote stern	68	67	19	86	86
papegaaiduiker	<1	<1	20	20	20
alk	4	4	109	114	114
zeekoet	23	23	763	786	786
noordse stormvogel	4	4	268	272	272
ongedetermineerde duiker	84	84	34	119	119

3.2.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor IJmuiden Ver Gamma voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.15a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor alternatief a en b uitkomen op respectievelijk 1,8 en 1,4 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt een maximale additionele sterfte van 0,12% bij het 15 MW alternatief en 0,10% bij het 20 MW alternatief. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje).

Tabel 3.15a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in kavel Gamma van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,06%	<1	0,06%	1,8	0,12%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,05%	<1	0,04%	<1	0,09%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,004%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.15b *Zie hierboven*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,06%	1,4	0,10%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,03%	<1	0,04%	<1	0,07%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in Tabel 3.16. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,5 in het scenario met 15 MW turbines en 9,0 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 3,0 en 2,8 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 17,1 en 17,0 bij respectievelijk 15 MW en 20 MW.

Tabel 3.16 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor IJmuiden Ver Gamma, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	1,5
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,4	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,8	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,6
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,4	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,6	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,6**	**1,3**	**16,2**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,5	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,5**	**3,0**	**17,1**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,0**	**2,8**	**17,0**

3.2.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.17). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (respectievelijk 42 en 38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.17 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van IJmuiden Ver Gamma.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.18). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Tabel 3.18 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 15MW turbines (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 15 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	1	1	1
rotgans	4	4	5
bergeend	8	9	8
wulp	12	13	12
kanoet	22	25	23
rosse grutto	13	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	400	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van IJmuiden Ver Gamma zijn weergegeven in Tabel 3.19 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.20 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha en Beta opgenomen, naast de aanpassingen vanwege de twee nieuwe overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma. Verder zijn in het cumulatiescenario van IJmuiden Ver Gamma ook slachtoffers van Nederwiek I meegenomen. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2029 meegenomen.

Tabel 3.19 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	476
kanoet	44	25	25	202	1.253
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	734
rotgans	8	4	4	30	93
spreeuw	801	457	457	3.646	22.569
wulp	23	13	13	108	673
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.20 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	475
kanoet	45	23	23	198	1.249
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	731
rotgans	11	5	5	36	98
spreeuw	825	412	412	3.581	22.503
wulp	24	12	12	106	672
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.3 Nederwiek I

Hieronder presenteren we de slachtofferaantallen voor de verschillende scenario's. Het 'a' alternatief gaat uit van 15 MW turbines en het 'b' alternatief gaat uit van 20 MW turbines beide met 15% overplanting.

3.3.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.21.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, het overplantingsscenario van 15 MW turbines, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 46. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 16 slachtoffers worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw zijn maximaal 7 slachtoffers berekend, terwijl voor de kleine mantelmeeuw 6 slachtoffers zijn berekend. Van de resterende soorten worden hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers (dwergmeeuw).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 20% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 38) en de jan-van-gent (maximaal 12). Daarna volgen zilvermeeuw en drieteenmeeuw (beide maximaal 6), en kleine mantelmeeuw (maximaal 5). Van de resterende soorten worden wederom hetzij geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.21), of slechts enkele slachtoffers.

Tabel 3.21 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Nederwiek I bepaald met het sCRM.*

	Nederwiek I	
	153*15MW	115*20MW
zilvermeeuw	7	6
grote mantelmeeuw	46	38
kleine mantelmeeuw	6	5
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	7	6
jan-van-gent	16	12
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	<1	<1
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Nederwiek I worden onder zeekoet verwacht, namelijk 15 slachtoffers per jaar (Tabel 3.22). Voor alle soorten meeuwen, visdief/noordse stern, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 5 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Tabel 3.22 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Nederwiek I met oppervlak van 273 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1
grote mantelmeeuw	0,18	46,9*	2
kleine mantelmeeuw	0,14	63,9*	2
dwergmeeuw	0,11	80**	2
drieteenmeeuw	0,29	57,5*	5
jan-van-gent	0,10	81,6*	2
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	0,06	70**	1
grote stern	0,03	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,10	80**	2
zeekoet	0,66	80**	15
noordse stormvogel	0,16	80**	4
ongedetermineerde duiker	0,03	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.23 en Tabel 3.24.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (342 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 110 en 146). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern, grote stern en

zeekoet zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgen de noordse stormvogel en alk met respectievelijk maximaal 19 en 15 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.890 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.313). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, duikers en alk met respectievelijk maximaal 190, 162, 119 en 116 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Nederwiek I worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 87, 21, 13 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.23 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	55	53	9	64	62
grote mantelmeeuw	326	314	15	342	329
kleine mantelmeeuw	54	52	19	72	70
dwergmeeuw	65	62	45	110	107
drieteenmeeuw	58	55	27	85	82
jan-van-gent	131	121	15	146	136
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	<1	<1	1	1
visdief/noordse stern	26	26	14	40	40
grote stern	27	27	11	38	37
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	14	15	15
zeekoet	3	3	89	92	92
noordse stormvogel	<1	<1	18	19	19
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Tabel 3.24 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Nederwiek I. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines, beide met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	3a	3b	3a/3b	3a	3b
zilvermeeuw	355	353	63	418	416
grote mantelmeeuw	1.813	1.801	77	1.890	1.877
kleine mantelmeeuw	258	256	74	332	330
dwergmeeuw	122	119	68	190	187
drieteenmeeuw	459	455	231	690	687
jan-van-gent	1.203	1.193	110	1.313	1.303
kleine jager	2	2	4	6	6
grote jager	10	10	4	13	13
visdief/noordse stern	94	94	68	162	162
grote stern	68	67	19	87	86
papegaaiduiker	<1	<1	21	21	21
alk	4	4	112	116	116
zeekoet	24	23	784	807	807
noordse stormvogel	4	4	279	284	284
ongedetermineerde duiker	84	84	35	119	119

3.3.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Zoals beschreven in §2.3 worden de effecten van windenergiegebied Nederwiek I uitsluitend op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Nederwiek I ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden leveren voor Nederwiek I voor de kolonies in Duinen Vlieland en in Waddenzee bij beide alternatieven minder dan 1 slachtoffer op door aanvaringen en habitatverlies (Tabel 3.25a en b). Voor Duinen en Lage Land Texel geldt dat de slachtofferaantallen bij gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor het alternatief met 15 MW turbines op 1,3 slachtoffers uitkomen en voor het alternatief met 20 MW turbines op 1,2 slachtoffers. De kolonie uit het Duinen en Lage Land Texel ondervindt procentueel ook de meeste slachtoffers, met een maximale additionele sterfte van 0,09% bij het alternatief met 15 MW turbines en 0,08% bij het alternatief met 20 MW turbines. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid

gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 3.25a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in de relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW (a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (b) in het windenergiegebied Nederwiek I. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,04%	<1	0,05%	1,3	0,0809%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,0708%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,003%	<1	0,004%	<1	0,01%

Tabel 3.25b *Zie hierboven.*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1%-mort.	aanvaring		habitatverlies		gezamenlijk	
				#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,05%	1,2	0,08%
Duinen Vlieland	3.232	582	6	<1	0,03%	<1	0,05%	<1	0,08%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,004%	<1	0,01%

Cumulatieve aantallen

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van Nederwiek I zijn gepresenteerd in Tabel 3.26. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in deze windparken opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 9,8 in het scenario met 15 MW turbines en 9,4 voor het scenario met 20 MW turbines. Daarnaast wordt voor Duinen Vlieland een cumulatief aantal slachtoffers berekend van 2,9 en 2,7 bij respectievelijk de scenario's met 15 MW en 20 MW turbines. Tot slot is het cumulatief aantal slachtoffers voor de Nederlandse Waddenzee 16,5 in het scenario met 15 MW turbines en 16,4 in het scenario voor het scenario met 20 MW turbines.

Tabel 3.26 *De slachtofferaantallen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie voor Nederwiek I, en de resulterende totale cumulatieve sterfte voor beide alternatieven van Nederwiek I. De getallen zijn afgerond op één decimaal.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,1
Borkum Riffgrund II	-	-	0,5
Borkum Riffgrund III	-	0,1	0,8
Deutsche Bucht	-	-	0,3
East Anglia Hub - THREE	0,5	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,7
EnBW Hohe See	-	-	0,5
Gode Wind 03	-	-	0,1
Hollandse Kust Noord	0,9	0,2	0,3
Hollandse Kust West VI + VII	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid I t/m IV	0,5	0,1	0,1
N-3.5	-	-	0,2
N-3.6	-	-	0,3
N-3.7	-	-	0,1
N-3.8	-	-	0,2
N-6.6	-	0,1	0,7
N-6.7	-	0,2	1,8
N-7.2	-	-	0,9
N-8.4	-	-	0,3
N-9.1	-	0,2	1,3
N-9.2	-	-	1,3
N-9.3	-	0,2	1,3
N-9.4	-	-	1,5
N-10.1	-	-	0,9
N-10.2	-	-	0,8
Norfolk Boreas	1,5	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,7	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0,3
Totaalaantal	**4,9**	**1,2**	**15,6**
IJmuiden Ver Alpha - 134 * 15MW	0,9	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 134 * 15MW	1,1	0,4	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 153 * 15MW	1,8	0,6	0,3
Nederwiek I - 153 * 15MW	1,3	0,4	0,2
Cumulatief	**9,8**	**2,9**	**16,4**
IJmuiden Ver Alpha - 115 * 20MW	0,8	0,3	0,2
IJmuiden Ver Beta - 115 * 20MW	1,0	0,3	0,2
IJmuiden Ver Gamma - 115 * 20MW	1,4	0,4	0,3
Nederwiek I - 115 * 20MW	1,2	0,4	0,2
Cumulatief	**9,4**	**2,7**	**16,4**

3.3.3 Trekvogels

Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers in Nederwiek 1 onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk alternatief a en b (Tabel 3.27). Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers (42-38) verwacht. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht.

Tabel 3.27 *Maximaal aantal slachtoffers onder (soortgroepen van) trekvogels dat jaarlijks wordt verwacht voor beide alternatieven van Nederwiek I.*

	alternatief a 153 x 15 MW	alternatief b 115 x 20 MW
ganzen en zwanen	42	38
eenden	2	2
reigers	0	0
roofvogels en uilen	3	3
steltlopers	8	7
zangvogels	2.654	2.582

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek *et al.* 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (Tabel 3.28). Bij de rotgans blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk, of ligt het iets lager (bij 15 MW).

Tabel 3.28 *Maximaal aantal slachtoffers onder de meest kritieke trekvogelsoorten dat jaarlijks wordt verwacht in windenergiegebied Nederwiek I met de twee nieuwe oveplantingssecnario's, vergeleken met de getallen uit KEC 4.0 waarin voor dit windpark gerekend is met 20 MW turbines zonder overplanting (Potiek et al. 2022a).*

	KEC 4.0 (= 20 MW)	15 MW	20 MW
kleine zwaan	0	1	1
rotgans	5	4	5
bergeend	7	9	8
wulp	11	13	12
kanoet	20	25	23
rosse grutto	11	15	13
zwarte stern	1	1	1
spreeuw	359	457	412

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder trekvogelsoorten van het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022) als gevolg van aanvaringen in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en het internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Nederwiek I zijn weergegeven in Tabel 3.33 voor het 15 MW scenario en in Tabel 3.34 voor het 20 MW scenario. In de cumulatieve aantallen zijn ten opzichte van het KEC 4.0 ook nieuwe slachtofferaantallen voor IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma opgenomen, naast de twee overplantingsscenario's van Nederwiek I. In het internationale scenario zijn buitenlandse windparken t/m 2030 meegenomen.

Tabel 3.29 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 15 MW alternatief.

soort	IJver Alpha Beta	IJver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	16	9	9	76	484
kanoet	44	25	25	202	1.276
kleine zwaan	1	1	1	3	10
rosse grutto	26	15	15	118	748
rotgans	8	4	4	30	94
spreeuw	801	457	457	3.646	22.992
wulp	23	13	13	108	686
zwarte stern	2	1	1	10	33

Tabel 3.30 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen onder de trekvogelsoorten van het KEC 4.0, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale en internationale cumulatieve scenario voor Nederwiek I met een 15% overplanting van het 20 MW alternatief.

soort	Ijver Alpha Beta	Ijver Gamma	Nederwiek I	cumulatief nationaal	cumulatief internationaal
bergeend	17	8	8	75	483
kanoet	45	23	23	198	1.272
kleine zwaan	1	1	1	3	9
rosse grutto	26	13	13	115	745
rotgans	11	5	5	36	99
spreeuw	825	412	412	3.581	22.927
wulp	24	12	12	106	684
zwarte stern	2	1	1	10	33

3.4 Ten Noorden van de Waddeneilanden

In dit hoofdstuk presenteren we de uitkomsten van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden voor lokale vogels. Omdat de huidige berekeningen een actualisatie betreffen op basis van eerdere MER-uitgangspunten, maar voor windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden momenteel nog geen MER voorhanden is, is het derhalve nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht kunnen worden. Daarom vormt een beoordeling voor broedvogels geen onderdeel van voorliggend rapport. Verder kan voor trekvogels in cumulatie ook geen vergelijking gemaakt worden met uitkomsten van de KEC 4.0 studie omdat windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden volgens de planningen in 2031 operationeel wordt, terwijl het KEC 4.0 een cumulatiestudie t/m 2030 betrof.

3.4.1 Lokale vogels

Aanvaringen

De jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor alternatief a en b voor Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn gepresenteerd in Tabel 3.31.

De meeste slachtoffers worden verwacht bij alternatief a, en daarom kunnen we dit scenario als worst-case beschouwen. Bij dit alternatief worden voor de grote mantelmeeuw de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht, namelijk maximaal 10. Daarna volgt de jan-van-gent waarbij maximaal 5 slachtoffers worden verwacht. Voor de overige meeuwensoorten en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Bij alternatief b, met turbines van 20MW, liggen de slachtofferaantallen gemiddeld ongeveer 21% lager. Ook hier worden de meeste aanvaringsslachtoffers verwacht onder de grote mantelmeeuw (maximaal 9) en de jan-van-gent (maximaal 4). Voor de zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief/noordse stern zijn maximaal 1 tot 3 slachtoffers berekend. Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 3.31).

Tabel 3.31 *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden bepaald met het sCRM.*

	Ten Noorden van de Waddeneilanden	
	47*15MW	35*20MW
zilvermeeuw	2	2
grote mantelmeeuw	10	9
kleine mantelmeeuw	2	2
dwergmeeuw	1	<1
drieteenmeeuw	3	2
jan-van-gent	5	4
kleine jager	<1	<1
grote jager	<1	<1
visdief/noordse stern	3	2
grote stern	<1	<1
papegaaiduiker	<1	<1
alk	<1	<1
zeekoet	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1

Habitatverlies

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Ten Noorden van de Waddeneilanden worden onder visdief/noordse stern verwacht, namelijk 9 slachtoffers per jaar (Tabel 3.32). Daarna volgt de zeekoet met 8 slachtoffers per jaar. Voor kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, jan-van-gent, alk, en noordse stormvogel worden 1 tot maximaal 3 slachtoffers verwacht. Onder de resterende soorten worden geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door verlies van habitat verwacht.

Verder is Ten Noorden van de Waddeneilanden het enige windpark van voorliggende beoordeling dat volgens de huidige uitganspunten direct aan een Natura 2000-gebied grenst, namelijk aan het Friese Front. Het gebied is aangewezen voor de zeekoet. Op dit moment zijn effecten van habitatverlies op deze soort niet op voorhand uitgesloten. Een specifieke beoordeling in de MER-fase moet uitwijzen of effecten daadwerkelijk optreden.

Tabel 3.32 *Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden met oppervlak van 150 km^2. Gemiddeld jaarlijkse dichtheden (aantal vogels/km^2) op basis van Waggit et al. (2020) of MWTL-vliegtuigtellingen (cf. Potiek et al. 2022a), zie §**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**. Het aantal slachtoffers is berekend op basis van een sterfte van 10% van het aantal individuen dat het gebied vermijdt (op basis van soort-specifieke macro-avoidance). De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor zowel het scenario met 15MW turbines als het scenario met 20MW turbines. *uit Skov et al. 2018; **gebaseerd op Dierschke et al. 2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke et al. 2016); ****gelijkgesteld aan alk/zeekoet (gebaseerd op Dierschke et al. 2016).*

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #
zilvermeeuw	0,10	44,2*	<1
grote mantelmeeuw	0,12	46,9*	<1
kleine mantelmeeuw	0,15	63,9*	1
dwergmeeuw	0,14	80**	2
drieteenmeeuw	0,34	57,5*	3
jan-van-gent	0,11	81,6*	1
kleine jager	0,00	80***	<1
grote jager	0,00	80***	<1
visdief/noordse stern	1,03	70**	9
grote stern	0,09	70**	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1
alk	0,09	80**	1
zeekoet	0,66	80**	8
noordse stormvogel	0,22	80**	3
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1

Cumulatieve aantallen

De cumulatieve slachtofferaantallen op jaarbasis onder lokale vogels door aanvaringen en habitatverlies in het nationale scenario (Nederlandse windparken) en internationale scenario (Nederlandse en buitenlandse windparken) van Ten Noorden van Waddeneilanden zijn weergegeven in Tabel 3.33 en Tabel 3.34.

In het nationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers verwacht bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines (347 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij zeekoet, dwergmeeuw en jan-van-gent liggen de verwachte cumulatieve slachtofferaantallen ook boven de 100 slachtoffers (respectievelijk maximaal 100, 112 en 151). Voor alle overige meeuwensoorten, visdief/noordse stern,

grote stern en noordse stormvogel zijn cumulatief maximaal enkele tientallen slachtoffers berekend. Daarna volgt de alk met maximaal 16 slachtoffers. Voor duikers komt het cumulatieve aantal op maximaal 5 slachtoffers uit, en voor grote jager is maximaal 1 slachtoffer berekend. Onder kleine jager en papegaaiduiker worden in het nationale scenario ook in cumulatie geen jaarlijkse slachtoffers (<1) door aanvaringen en habitatverlies verwacht.

Tabel 3.33 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **nationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	56	55	10	66	65
grote mantelmeeuw	331	322	16	347	339
kleine mantelmeeuw	56	53	20	76	73
dwergmeeuw	65	63	46	112	109
drieteenmeeuw	60	57	30	89	87
jan-van-gent	135	125	16	151	142
kleine jager	<1	<1	<1	<1	<1
grote jager	1	1	<1	1	1
visdief/noordse stern	29	28	24	53	52
grote stern	28	28	12	40	39
papegaaiduiker	<1	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	15	16	16
zeekoet	3	3	97	100	100
noordse stormvogel	<1	<1	21	21	21
ongedetermineerde duiker	3	3	3	5	5

Ook in het internationale scenario wordt onder de grote mantelmeeuw het grootste aantal slachtoffers bij het worst-case alternatief met 15 MW turbines verwacht (1.957 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies). Bij de jan-van-gent ligt het verwachte cumulatieve slachtofferaantal ook boven de 1.000 slachtoffers (maximaal 1.407). Voor zeekoet, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en noordse stormvogel zijn cumulatief enkele honderden slachtoffers berekend. Daarna volgen dwergmeeuw, visdief/noordse stern, alk en duikers met respectievelijk maximaal 193, 178, 123 en 119 slachtoffers. De laagste cumulatieve aantallen in het internationale scenario van Ten Noorden van de Waddeneilanden worden verwacht voor grote stern, papegaaiduiker, grote jager en kleine jager (respectievelijk maximaal 90, 24, 15 en 6 slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies).

Tabel 3.34 *Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het **internationale** cumulatieve scenario voor Ten Noorden van de Waddeneilanden. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven.*

	aanvaringen		habitatverlies	gezamenlijk	
soort	1a	1b	1a/1b	1a	1b
zilvermeeuw	371	370	67	438	437
grote mantelmeeuw	1.876	1.868	81	1.957	1.949
kleine mantelmeeuw	266	264	77	344	341
dwergmeeuw	123	120	70	193	190
drieteenmeeuw	482	479	248	730	727
jan-van-gent	1.289	1.279	119	1.407	1.398
kleine jager	2	2	5	6	6
grote jager	11	11	4	15	15
visdief/noordse stern	99	98	79	178	177
grote stern	70	69	20	90	89
papegaaiduiker	<1	<1	24	24	24
alk	4	4	119	123	123
zeekoet	25	25	837	862	861
noordse stormvogel	5	5	304	309	309
ongedetermineerde duiker	85	85	35	119	119



4 Beoordeling effecten op populatieniveau

4.1 Populatiemodellen lokale zeevogels

Voor ieder scenario dat in Tabel 2.1 is uitgelicht, is berekend hoeveel slachtoffers cumulatief verwacht kunnen worden als gevolg van aanvaringen en habitatverlies. Deze aantallen cumulatieve slachtoffers staan in §3 beschreven. De effecten op populatieniveau kunnen door middel van populatiemodellen worden berekend en vervolgens worden getoetst aan de geldende ALI-normen (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). In Bijlage I worden de uitkomsten van deze ALI-toetsingen per soort beschreven. De effecten op de soortengroep duikers zijn berekend met parameters op basis van de roodkeelduiker en voor de soortengroep visdief/noordse stern met parameters op basis van de visdief.

4.1.1 Populatiemodellen voor de cumulatieve nationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in **geen** van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Tabel 4.1 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

4.1.2 Populatiemodellen voor de cumulatieve internationale scenario's

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat ook in **geen** van de internationale scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden. Met andere woorden, voor geen van de soorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. Voor de internationale scenario's zijn naast de Nederlandse windparken, ook de internationale windparken in de Zuidelijke Noordzee meegenomen. Dat betekent dat voor scenario's 1a en 1b alle windparken zijn meegenomen waarbij de operationele fase begint in 2029 of eerder, overeenkomend met het jaar van ingebruikname van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta. Voor scenario's 2a en 2b is hierbij het jaar 2029 genomen, overeenkomend met de start van de operationele fase van IJmuiden Ver Gamma. Voor scenario's 3a en 3b zijn de internationale windparken meegenomen waarin de operationele fase begint in het jaar 2030 of eerder, overeenkomend met de start van de operationele fase van Nederwiek I. Tot slot zijn voor scenario's 4a en 4b de internationale windparken meegenomen die in of voor het jaar 2031 in gebruik worden genomen. Dit jaartal komt overeen met de start van de operationele fase van Ten Noorden van de Waddeneilanden. Tabel 4.2 laat een overzicht van de causaliteit per soort en per scenario zien.

Tabel 4.1 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **nationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,006	0,006	0,017	0,02	0,017	0,02	0,023	0,018
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,009	0,009	0,012	0,011	0,012	0,011	0,015	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,018	0,02	0,026	0,025	0,026	0,025	0,019	0,027
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,012	0,007	0,012	0,004	0,012	0,004	0,004	0,015
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,13	0,123	0,161	0,161	0,161	0,161	0,165	0,161
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,097	0,098	0,127	0,125	0,127	0,125	0,136	0,134
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,261	0,261	0,319	0,312	0,319	0,312	0,325	0,318
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,052	0,041	0,05	0,043	0,05	0,043	0,057	0,052
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,35	0,344	0,41	0,395	0,41	0,395	0,417	0,403
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,045	0,036	0,051	0,053	0,051	0,053	0,06	0,061
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,027	0,031	0,046	0,048	0,046	0,048	0,053	0,045
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,049	0,05	0,071	0,071	0,071	0,071	0,068	0,073
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.012	0.014	0.016	0.016	0.016	0.016	0.019	0.017
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,02	0,014	0,016	0,016	0,016	0,016	0,018	0,017
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,023	0,02	0,029	0,033	0,029	0,033	0,025	0,033

Tabel 4.2 *Overzichtstabel met causaliteitswaarden die volgden uit de populatiemodellen voor de **internationale** scenario's. Bij iedere soort zijn tevens de ALI-norm voor causaliteit voor afname in de populatie opgenomen in de tabel. De scenarionamen komen overeen met de namen uit Tabel 2.1. Een groene achtergrond in de cel laat zien dat de ALI-norm voor die soort in dat scenario niet wordt overschreden.*

soort	scenario_1a	scenario_1b	scenario_2a	scenario_2b	scenario_3a	scenario_3b	scenario_4a	scenario_4b
alk (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,026	0,021	0,031	0,017	0,028	0,031	0,021
papegaaiduiker (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,012	0,009	0,014	0,014	0,006	0,013	0,012	0,011
noordse stormvogel (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,013	0,012	0,008	0,012	0,011	0,012	0,014	0,01
duiker spec. (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,033	0,034	0,027	0,029	0,035	0,036	0,034	0,029
zilvermeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,113	0,107	0,117	0,12	0,116	0,12	0,122	0,118
kleine mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,161	0,156	0,175	0,171	0,167	0,164	0,173	0,176
grote mantelmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,301	0,302	0,312	0,312	0,315	0,314	0,324	0,323
dwergmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,051	0,048	0,068	0,056	0,049	0,058	0,059	0,05
jan-van-gent (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 30%)	0,33	0,328	0,337	0,332	0,338	0,334	0,355	0,356
drieteenmeeuw (ALI-norm voor causaliteit is 0,5 voor afname van 15%)	0,047	0,049	0,047	0,046	0,049	0,052	0,056	0,056
kleine jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,041	0,042	0,035	0,041	0,044	0,042	0,041	0,046
grote jager (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,021	0,029	0,027	0,023	0,022	0,025	0,033	0,032
visdief/noordse stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0.039	0.036	0.040	0.043	0.044	0.042	0.048	0.043
grote stern (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 15%)	0,029	0,036	0,036	0,036	0,036	0,04	0,038	0,035
zeekoet (ALI-norm voor causaliteit is 0,1 voor afname van 30%)	0,029	0,026	0,037	0,026	0,029	0,028	0,031	0,026

4.2 Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Broedvogels uit kolonies in beschermde natuurgebieden die in theorie de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma of Nederwiek I kunnen bereiken, kunnen tevens slachtoffer worden in andere windparken op zee. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd. Voor Ten Noorden van de Waddeneilanden is momenteel nog geen MER voorhanden. Daarom is het nog niet bekend van welke kolonies slachtoffers onder broedvogels verwacht worden en kan derhalve de beoordeling voor dit windenergiegebied nog niet uitgevoerd worden.

De cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide cumulatiescenario's van windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I ligt voor elk van de relevante Natura 2000-gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied (Tabel 4.3). Om deze reden is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor ook geen effect op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van deze soort voor deze gebieden. Significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden met zekerheid uitgesloten.

Tabel 4.3 *Cumulatief aantal slachtoffers en resulterende additionele sterfte als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies onder broedende kleine mantelmeeuwen uit de relevante Natura 2000-gebieden voor de verschillende cumulatieve scenario's.*

	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 15 MW			
cumulatieve sterfte	6,4	2,0	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,33%	0,42%
IJmuiden Ver Alpha + Beta - 20 MW			
cumulatieve sterfte	6,3	1,9	16,1
additionele sterfte	0,44%	0,32%	0,42%
IJmuiden Ver Gamma - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,5	3,0	17,1
additionele sterfte	0,66%	0,49%	0,45%
IJmuiden Ver Gamma - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,0	2,8	17,0
additionele sterfte	0,63%	0,46%	0,45%
Nederwiek I - 15 MW			
cumulatieve sterfte	9,8	2,9	16,5
additionele sterfte	0,68%	0,48%	0,43%
Nederwiek I - 20 MW			
cumulatieve sterfte	9,4	2,7	16,4
additionele sterfte	0,65%	0,45%	0,43%

4.3 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

In de MER'en van de verschillende windparken die onderdeel maken van deze beoordeling is beargumenteerd dat de effecten op niet-broedvogels voornamelijk gelden voor de beschermde soorten in de Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. De Bruine Bank is aangewezen voor de jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, en het Friese Front is aangewezen voor de zeekoet. Voor de overige Natura 2000-gebieden is in de betreffende MER'en beargumenteerd dat effecten op niet-broedvogels kunnen worden uitgesloten, met als uitzondering op de dwergmeeuw en/of grote stern van Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en Voordelta. Voor de twee laatste gebieden worden alleen die soorten behandeld.

Hieronder worden de verwachte effecten als gevolg van habitatverlies en aanvaringen op de hierboven genoemde vogelsoorten uit deze Natura 2000-gebieden besproken.

4.3.1 Zeevogels uit Natura 2000-gebieden

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de niet-broedvogelsoorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behoudsdoelstelling.

Van de aangewezen soorten in de Bruine Bank worden voor grote jager *geen* jaarlijkse slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies verwacht in IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden (zie hoofdstuk 3). Effecten op deze soort in de Bruine Bank zijn daarmee uitgesloten.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I of Ten Noorden van Waddeneilanden verwacht, waardoor effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden (zie hoofdstuk 3). Voor alk en zeekoet worden bij beide alternatieven voor de beoordeelde windparken uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht.

Aanvaringen

Voor aanvaringen geldt dat het belangrijk is om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit het beschermde natuurgebied om zo te kunnen bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het gebied. Er is momenteel geen kennis voorhanden over hoe bepaalde vogelsoorten de omgeving rondom een Natura 2000-gebied gebruiken: welk aandeel van de vogels blijft binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied, welk maakt tochten buiten de begrenzing, en hoe ver vliegen ze dan. Om die reden is momenteel de enige mogelijke aanname voor de beoordeling van de effecten op de betreffende niet-broedvogelsoorten dat zeevogels zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, de worst-case

aanname is gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van alle Natura 2000-gebieden. Omgekeerd betekent dit dat alle individuen vanuit een Natura 2000-gebied ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met de windturbines. Deze aanname houdt in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend worden naar effecten op de populatie van de Bruine Bank.

In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor de grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent, soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is en waaronder ook aanvaringsslachtoffers verwacht worden. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Verder geldt dat deze soorten in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende, trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium voor een trekvogelsoort) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium; Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied 2021). De aanwezige aantallen vogels liggen derhalve ruim boven het aanwijscriterium waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Op basis van deze argumenten kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen op het behalen van de IHD's van de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, en -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Habitatverlies

De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). Conform de KEC-methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand tot 500 m buiten de begrenzing van het windpark. Echter, uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen et al. 2006, Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke verstoringsafstand liggen bijna alle beoordeelde windparken op grotere afstand van de Bruine Bank, waardoor directe verstoring door de meeste windparken is uitgesloten. In het geval van IJmuiden Ver Alpha bedraagt de kortste afstand tot de Bruine Bank 2 km, waardoor de Bruine Bank voor alk en zeekoet net buiten de directe verstoringszone van dit windpark ligt.

De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied is gebaseerd op 15.620 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie (als watervogelsoort)

voor de zeekoet en 3.240 individuen voor de alk. Tellingen uit het aanwijsbesluit laten echter zien dat in het gebied tot bijna twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 en 6.334 alken in 2015-2016 op basis van Fijn & de Jong 2019). Bovendien nemen de aantallen zeekoeten en alken sinds 1991 significant toe op de Nederlandse Noordzee (Fijn *et al.* 2022), wat ook aangeeft dat het met deze soorten goed gaat in Nederland en waardoor landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de IHD's op gebiedsniveau) niet onder druk staan. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen we ervan uitgaan dat het minimale verlies aan habitat dat optreedt voor een deel van de zeekoeten en alken in de directe verstoringszone van een windpark in het nabijgelegen windenergiegebied IJmuiden Ver Alpha de IHD's van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen.

Samenvatting
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies op het behalen van de IHD's van de zeekoet, alk, jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, en Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

Friese Front
Het Friese Front is aangewezen voor zeekoet. In alle windparken van voorliggende beoordeling wordt sterfte onder zeekoeten door habitatverlies verwacht. Het dichtstbijzijnde windpark is Ten Noorden van de Waddeneilanden. Volgens het KEC 4.0 kan de begrenzing van dit windenergiegebied tot aan van het Natura 2000-gebied Friese Front reiken. Om effecten van habitatverlies uit te kunnen sluiten, moet het windpark op minimaal 2 km afstand van het Natura 2000-gebied liggen. Op basis van de huidig bekende onderlinge afstand tussen het Natura 2000-gebied Friese Front en windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden kunnen *effecten op de zeekoet niet uitgesloten worden*. Dit zal in de MER van Ten Noorden van de Waddeneilanden expliciet onderzocht moeten worden.

De overige windparken liggen op ca. minimaal 50 km afstand van het Natura 2000-gebied. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. De IHD van behoud voor deze soort komt daarmee door de overige windparken niet in gevaar. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op zeekoeten uit het Natura 2000-gebied Friese Front uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I.

Noordzeekustzone en Voordelta
Beide Natura 2000-gebieden liggen tegen de Nederlandse kust aan, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD ('behoud') kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Alpha, Beta,

Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden dusdanig laag (zie hoofdstuk 3) dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt. Bovendien kunnen we ook voor deze gebieden de aanname doen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van deze gebieden. In §4.1 zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd voor dwergmeeuw en grote stern. De uitkomsten tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Daarmee kunnen significant negatieve effecten op dwergmeeuw en grote stern uit de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta uitgesloten worden voor windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden.

4.3.2 Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

4.3.3 Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Uit §3 blijkt dat in elk van de beoordeelde windparken onder de soortengroepen ganzen en zwanen, eenden, steltlopers, zangvogels, en roofvogels en uilen aanvaringen kunnen voorkomen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een IHD voor Natura 2000-gebieden als (niet-)broedvogelsoort hebben. De genoemde aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen onder exemplaren uit Natura 2000-gebieden vallen, maar ook onder exemplaren uit andere gebieden. Hieronder zijn soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Bij gebrek aan betere kennis mogen we redelijkerwijs aannemen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding zullen zijn tot de populatiegrootte. Voor alle mogelijke soorten die de windparken kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en zeker ten opzichte van de IHD's die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken van de Routekaart 2023 (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) zou blijven waarmee kon worden gesteld dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat de extra sterfte door windparken in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden nooit tot significante effecten zal leiden in de cumulatiescenario's, ook al omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023. Daarmee zullen naar verwachting nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen en daarmee het verwachte aantal slachtoffers zal ook lager liggen.

Een uitzondering hierop vormt een aantal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor de soorten kleine zwaan, rotgans, bergeend, zwarte stern, rosse grutto, kanoet, wulp en spreeuw in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld. Volgens de resultaten van deze studie (Potiek *et al.* 2022a) en de actualisatie hiervan wegens aangepaste ALI-normen (Potiek & Gyimesi 2023) laten zien dat voor geen van deze soorten significante negatieve effecten in cumulatie voor windparken IJmuiden Ver Alpha en Beta optreden. De nieuwe slachtofferaantallen die zijn berekend voor de verschillende overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I laten zien dat de conclusies van de KEC 4.0 studie niet veranderen voor trekvogelsoorten: er zullen geen significant effecten optreden en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn daarom uit te sluiten. In §4.4 wordt een verdere beschouwing van deze effecten gegeven.

4.4 Trekvogels

Naast zeevogels worden ook de aanvaringsslachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels beoordeeld in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee voor de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het Extended Band Model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in onder andere reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Voor deze trekvogelsoorten zijn de populatiemodellen opnieuw doorgerekend voor het cumulatieve overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Hiervoor zijn de huidig geldende ALI normen toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023). Uit de ALI toetsing blijkt dat voor kanoet en rosse grutto de

normen worden overschreden in het internationale scenario van zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I (Tabel 4.4 en

Tabel 4.5). Voor beide soorten is de kans op een onacceptabele afname in het internationale scenario hoger dan de vastgestelde norm. Op basis van aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages voor beide soorten worden de ALI-normen echter niet overschreden. Dit wordt verderop in deze paragraaf uitgewerkt en onderbouwd. Voor alle andere soorten worden de ALI-normen niet overschreden en kunnen significant negatieve effecten uitgesloten worden.

Tabel 4.4 *Uitkomsten populatiemodellen IJmuiden Ver Gamma voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	93	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	98	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.018	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1253	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.128	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1249	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.129	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.001	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.013	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	9	0.05%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	734	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.108	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	731	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.111	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Wulp	15MW_int	302,273	673	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.04	nee
Wulp	20MW_int	302,273	672	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.037	nee

Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22569	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22503	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	476	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	475	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.019	nee

Tabel 4.5 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I voor zowel de 15MW-variant als de 20 MW-variant, en voor beide varianten het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek overeenkomt met die voor IJmuiden Ver, zijn de uitkomsten voor het nationale scenario gelijk aan tabel 4.4.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Rotgans	15MW_nat	247,286	30	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	20MW_nat	247,286	36	0.02%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.013	nee
Rotgans	15MW_int	247,286	94	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rotgans	20MW_int	247,286	99	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.012	nee
Kanoet	15MW_nat	672,197	202	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.023	nee
Kanoet	20MW_nat	672,197	198	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.027	nee
Kanoet	15MW_int	672,197	1266	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.137	ja
Kanoet	20MW_int	672,197	1262	0.19%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.134	ja
Zwarte stern	15MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	20MW_nat	285,482	10	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Zwarte stern	15MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Zwarte stern	20MW_int	285,482	33	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	20MW_nat	17,450	3	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kleine zwaan	15MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.011	nee
Kleine zwaan	20MW_int	17,450	10	0.06%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.01	nee
Rosse grutto	15MW_nat	347,671	118	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.011	nee
Rosse grutto	20MW_nat	347,671	115	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.017	nee
Rosse grutto	15MW_int	347,671	748	0.22%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.104	ja
Rosse grutto	20MW_int	347,671	745	0.21%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.112	ja
Wulp	15MW_nat	302,273	108	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.005	nee
Wulp	20MW_nat	302,273	106	0.04%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee

Wulp	15MW_int	302,273	686	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.034	nee
Wulp	20MW_int	302,273	684	0.23%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.033	nee
Spreeuw	15MW_nat	18,501,266	3646	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.007	nee
Spreeuw	20MW_nat	18,501,266	3581	0.02%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.001	nee
Spreeuw	15MW_int	18,501,266	22992	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.008	nee
Spreeuw	20MW_int	18,501,266	22927	0.12%	causaliteit 0.5 voor afname van 15%	0.003	nee
Bergeend	15MW_nat	302,047	76	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.006	nee
Bergeend	20MW_nat	302,047	75	0.03%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.004	nee
Bergeend	15MW_int	302,047	484	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.02	nee
Bergeend	20MW_int	302,047	483	0.16%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.029	nee

In de KEC 4.0 studie zijn ook de windparken IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I meegenomen, maar destijds liet de ALI-toetsing geen significante negatieve effecten zien op de kanoet en de rosse grutto. In de huidige berekeningen hebben beide soorten slechts enkele additionele slachtoffers opgeleverd in de overplantingsscenario's (maximaal 3-5 voor de kanoet per windpark en maximaal 2-4 voor de rosse grutto, steeds bij het 15 MW alternatief), zoals vermeld in Tabel 3.18 en Tabel 3.28. Deze aantallen vallen zeker in het niet vergeleken met de eerdergenoemde onzekerheidsmarges. Na de KEC 4.0 studie zijn echter ook de ALI-normen aangepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2023), wat ook een rol speelt in de huidige negatieve modeluitkomsten. Anderzijds zijn sinds de KEC 4.0 studie opgesteld in 2022 ook nieuwe aanbevelingen verschenen over parameterwaardes voor berekeningen van aantallen slachtoffers onder trekvogels. Naast soortspecifieke fluxen hebben uitwijkpercentages en vlieghoogteverdelingen de grootste invloed op de uitkomsten van deze berekeningen, de overige parameters hebben relatief gezien een vele malen kleiner effect. Masden *et al.* (2021) toonden aan dat een 10% verlaging van het uitwijkpercentage het aantal aanvaringen met 3.271% laat toenemen. Verder liet Masden (2015) in een eerdere studie over de werking van Collision Risk Modellen zien dat het percentage vogels op rotorhoogte ook een grote invloed heeft op het aantal slachtoffers, omdat het rechtstreeks beïnvloedt hoeveel vogels kans op een aanvaring hebben. Andere parameters, zoals vliegsnelheid, lengte van de vogel en spanwijdte hebben een relatief klein effect op het geschatte aantal slachtoffers omdat ze slechts indirect doorwerken in de aanvaringskansen van vogels (Welcker & Vilela 2019). In het KEC 4.0 was een review uit 2009 de enige beschikbare bron over de belangrijkste parameters van uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte (Maclean *et al.* 2009), die als leidraad diende voor offshore windparkbeoordelingen in het Verenigd Koninkrijk. Na het verschijnen van het KEC 4.0 heeft in 2023 de Schotse overheid een nieuw reviewdocument laten opstellen om de kennisbasis voor het bepalen van aanvaringsrisico's van trekvogels in offshore windparken te actualiseren (Woodward *et al.* 2023). De studie concludeert dat er rondom de rosse grutto en de kanoet nog steeds grote kennisleemtes bestaan en adviseert daarom om in de vlieghoogteverdelingen rekening te houden met 100% van de vliegbewegingen van deze soorten op rotorhoogte. Dit is een significante toename ten opzichte van het 75% dat in de KEC 4.0 studie gehanteerd werd. Daarentegen adviseert deze studie ook om het gehanteerde uitwijkpercentage te verhogen van 98% naar 99,96%. Dat wil zeggen dat terwijl in de KEC 4.0 studie de aanname werd

gedaan dat van 100 vogels 2 (met andere woorden 100-98) in het rotoroppervlak terecht komen, dit volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 vogel zou zijn, oftewel 50 keer minder dan in de KEC 4.0 berekeningen. Ook als voor de rosse grutto en kanoet het aandeel vliegbewegingen op rotorhoogte van 100% gecombineerd wordt met het uitwijkpercentage, zal volgens deze nieuwe adviesgetallen slechts 0,04 slachtoffer van 100 doortrekkende vogels vallen. Dit staat tegenover 1,5 slachtoffer op 100 vogels volgens de KEC 4.0 aannames. De nieuwe adviesgetallen leiden dus tot een afname van 97%. Dit toont aan dat terwijl onze cumulatieve beoordeling gebaseerd is op de meest recente versie van het KEC, de uitgangspunten van die studie volgens de nieuwste inzichten aangepast zouden kunnen worden, met als consequentie dat de modelberekeningen veel minder slachtoffers zouden voorspellen onder deze twee soorten. Als de ALI toetsing met deze aangepaste vlieghoogteverdeling en uitwijkingspercentages wordt uitgevoerd, worden de ALI-normen niet overschreden in het nationale én het internationale scenario (Tabel 4.6). Op basis hiervan kunnen significante negatieve effecten ook op de kanoet en rosse grutto uitgesloten worden.

Tabel 4.6 *Uitkomsten populatiemodellen Nederwiek I en IJmuiden Ver voor de 20 MW-variant, voor het nationale ('nat') en het internationale ('int') scenario, op basis van de meest recente uitgangspunten over uitwijkpercentages en percentage vogels op rotorhoogte voor kanoet en rosse grutto. De laatste kolom geeft aan of de ALI drempelwaarde overschreden wordt. Aangezien het nationale scenario voor Nederwiek en IJmuiden Ver Gamma gelijk zijn, worden deze in 1 regel weergegeven.*

Soort	Scenario IJmuiden Ver Gamma / Nederwiek	Populatiegrootte (individuen)	Aantal slachtoffers	Percentage slachtoffers	ALI drempel-waarde	Causaliteit	ALI-overschrijding
Kanoet	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	672,197	6	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	<0.001	nee
Kanoet	20MW_int, Nederwiek	672,197	38	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 15%	0.003	nee
Rosse grutto	20MW_nat, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek	347,671	4	0.00%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.01	nee
Rosse grutto	20MW_int, IJmuiden Ver Gamma	347,671	22	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.001	nee
Rosse grutto	20MW_int, Nederwiek	347,671	23	0.01%	causaliteit 0.1 voor afname van 30%	0.009	nee



5 Samenvatting

Onderhavige rapportage betreft nieuwe vogelslachtofferberekeningen van windparken op zee en een toetsing van nieuwe cumulatieve scenario's ten behoeve van de milieueffectrapportages van de kavelbesluiten voor IJmuiden Ver kavel Alpha, Beta & Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden. Ten opzichte van het KEC 4.0, zijn deze aanvullende beoordelingen gedaan op basis van nieuwe dichtheidskaarten voor vogels (Waggit *et al.* 2020), geactualiseerde windparkgegevens en een beter gespecificeerd uitwijkpercentage voor jan-van-gent (zie notitie Graafland 2023). Bovendien is voor IJmuiden Ver Alpha en Beta een nieuw overplantingsalternatief (115 windturbines van 20 MW) getoetst dat in het MER nog niet in beschouwing was genomen.

Lokale vogels

De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat onder lokale vogels in geen van de onderzochte windparkscenario's de ALI-norm van de soorten wordt overschreden. Met andere woorden: het aantal slachtoffers door aanvaring en habitatverlies onder lokale vogels leidt zowel bij het alternatief met 15 MW turbines als met 20 MW turbines, en zowel op nationaal niveau als op internationaal niveau, niet tot een overschrijding van de ALI-normen. Op basis van de bovenstaande uitkomsten kunnen significant negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, van windparken IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma, Nederwiek I en Ten Noorden van de Waddeneilanden op alle lokale zeevogelsoorten worden uitgesloten in elk van de doorberekende scenario's.

Broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Voor broedvogels uit beschermde natuurgebieden zijn voor IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I op basis van foerageerranges alleen effecten mogelijk op kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Vanwege momenteel nog onbekende uitgangspunten vormde windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden geen onderdeel van de huidige beoordeling van broedvogels. De berekende cumulatieve sterfte onder broedende kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in beide onderzochte scenario's ligt voor elk van deze gebieden onder de 1%-mortaliteitsnorm van het gebied. Significante negatieve effecten van een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I, met inbegrip van cumulatieve effecten, op de instandhoudingsdoelstellingen van de kleine mantelmeeuw in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee worden daarom met zekerheid uitgesloten.

Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent,

dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet, alk, grote stern) waarvoor in de onderzochte windparken slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden.

Voor *aanvaringen* onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. Bovendien liggen de aanwezige aantallen vogels ruim boven het aanwijscriterium, waardoor we ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers door aanvaring als gevolg van windparken in IJmuiden Ver Alpha en Beta de instandhoudingsdoelstellingen niet in gevaar zal brengen.

De meeste beoordeelde windparken liggen op een dusdanige afstand van beschermde natuurgebieden dat directe effecten van *habitatverlies* op instandhoudingsdoelstellingen uitgesloten zijn. Een uitzondering vormt hierop windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden dat volgens de huidige uitganspunten grenst aan het Natura 2000-gebied het Friese Front dat aangewezen is voor de verstoringsgevoelige zeekoet. Om die reden kunnen effecten van habitatverlies als gevolg van de ontwikkeling van dit windenergiegebied niet op voorhand worden uitgesloten. De overige onderzochte windenergiebieden in beschouwing nemend, betreft de kortste afstand tot een Natura 2000-gebied de afstand tussen IJmuiden Ver Alpha en de Bruine Bank, namelijk 2 km. Hiermee ligt het windpark net buiten de directe verstoringszone van de alk en zeekoet, twee soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is. Om die reden zal het effect van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies minimaal zijn. Op basis van deze argumenten kunnen we ervan uitgaan dat in het geval van IJmuiden Ver Alpha de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank voor de zeekoet en alk niet in gevaar zullen komen. Omdat IJmuiden Ver Beta, IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I op een nog grotere afstand van Natura 2000-gebieden liggen, geldt deze conclusie ook voor deze windenergiegebieden.

Significante negatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden op de zeekoet in het Friese Front zijn niet op voorhand uitgesloten. In het geval van de windenergiegebieden IJmuiden Ver Alpha, -Beta, -Gamma en Nederwiek I zijn significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op zeevogels met instandhoudingsdoelstellingen als niet-broedvogel in beschermde natuurgebieden met zekerheid uitgesloten.

Voor landvogels die vanuit Natura 2000-gebieden tijdens hun migratie mogelijk offshore windenergiegebieden passeren geldt dat volgens de nieuwe slachtofferberekening voor de overplantingsscenario's van IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I voor het merendeel van de trekvogelsoorten significant effecten uitgesloten kunnen worden. Echter voor de kanoet en rosse grutto werden de ALI-normen op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten wel

overschreden. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden en kunnen significante negatieve effecten uitgesloten worden.

Trekvogels

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Onder deze vogels kunnen ook soorten voorkomen die een instandhoudingsdoelstellingen voor Natura 2000-gebieden als niet-broedvogelsoort hebben. Er zijn geen exacte soortspecifieke gegevens voorhanden over de herkomst van deze vogels, maar vooralsnog werd aangenomen dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes en eventuele instandhoudingsdoelstellingen. Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten, zoals geïdentificeerd in het KEC 4.0, tonen aan dat op basis van de KEC 4.0 uitgangspunten zowel bij de kanoet als bij de rosse grutto de geldende ALI-normen worden overschreden in het internationale scenario voor zowel IJmuiden Ver Gamma als Nederwiek I, zowel voor het 15 MW als het 20 MW alternatief. De nationale scenario's voor beide windparken blijven binnen de normen. Gebruik makend van de meest actuele kennis voor de berekeningen zouden de ALI-normen niet overschreden worden voor het nationale én internationale scenario. Daarmee kunnen significante negatieve effecten ook voor de kanoet en de rosse grutto worden uitgesloten als gevolg van sterfte door een windpark in de windenergiegebieden IJmuiden Ver Gamma en Nederwiek I. Voor de andere trekvogelsoorten worden al met de oude KEC 4.0 uitgangspunten al geen significante negatieve effecten in de berekende scenario's verwacht. Omdat onder de hierboven beschreven soorten de hoogste populatie-effecten verwacht worden, kan geconcludeerd worden dat ook voor andere trekkende landvogelsoorten geen significant negatief effect zal optreden.

Omdat de planning van het operationeel worden van windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden aangepast is na het gereedkomen van het KEC 4.0, gelden de conclusies van die studie niet meer voor dit windpark. Om die reden kunnen we in het hier voorliggend rapport de beoordeling van effecten op trekvogels voor Ten Noorden van de Waddeneilanden niet uitvoeren en zal dit in de MER-fase moeten gebeuren.

6 Gevolgen resultaten voor MER, PB en SBT IJmuiden Ver Gamma

Het milieueffectrapport (MER), de Passende Beoordeling (PB) en de soortbeschermingstoets (SBT) zijn reeds opgesteld voor kavel Gamma in windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit rapport zijn nieuwe vogelslachtofferberekeningen uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de gevolgen van deze nieuwe berekeningen op de resultaten die in MER, PB en SBT reeds zijn opgenomen voor IJmuiden Ver Gamma.

Uit deze cumulatiestudie kan worden geconcludeerd dat op basis van de nieuwe berekeningen de effecten op vogels in dezelfde ordegrootte liggen, waarmee de effecten van de nieuwe berekeningen op hoofdlijnen grotendeels vergelijkbaar zijn met reeds eerder gepresenteerde resultaten. De effectscores in het MER wijzigen daardoor niet. Wel zijn er verschillen in het te verwachten aantal aanvaringslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies op soortniveau, echter leiden deze verschillen in de meeste gevallen niet tot andere conclusies. De enige conclusie die op basis van de nieuwe berekeningen wel wijzigt is:

- op basis van de nieuwe berekeningen kunnen ook significant negatieve effecten op zeekoet en alk in het internationale scenario worden uitgesloten (dat is en was ook het geval in het nationale scenario). Op basis van de eerdere resultaten uit het MER en de PB kon dat nog niet in het internationale scenario worden uitgesloten.

Verder veranderen geen conclusies in PB en de SBT voor vogels met deze nieuwe berekeningen.

Na deze conclusie over gevolgen voor het MER, PB en SBT voor IJmuiden Ver Gamma op hoofdlijnen gaan we hierna met iets meer detail in op de resultaten van de nieuwe berekeningen in vergelijking met de resultaten van het eerder opgestelde MER, PB en SBT. We onderscheiden hierbij het effect op lokale vogels, broedvogels en niet-broedvogels uit beschermde gebieden en trekvogels. We gaan daarbij tevens in op cumulatie van effecten.

<u>Lokale vogels</u>
In de volgende tabel is het aantal aanvaringsslachtoffers weergegeven dat jaarlijks verwacht wordt voor zowel het alternatief met 153 turbines van 15 MW, als het alternatief met 115 turbines van 20 MW voor IJmuiden Ver Gamma. Er is een kolom toegevoegd met de jaarlijkse aantallen vogelslachtoffers van het alternatief met 153 turbines van 15 MW uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma (tabel 6.1). Dit is gedaan om een goede vergelijking te maken met de eerdere resultaten van het MER en de nieuw berekende aantallen in deze rapportage.

Tabel 6.1 Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor enkele alternatieven van een windpark in Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver.

	IJmuiden Ver Gamma		
	153 * 15 MW nieuw	**115 * 20 MW nieuw**	**153 * 15 MW Aantallen uit MER (oud)**
zilvermeeuw	7	6	10
grote mantelmeeuw	41	33	40
kleine mantelmeeuw	9	6	18
dwergmeeuw	7	5	6
drieteenmeeuw	7	5	21
jan-van-gent	16	12	15
kleine jager	<1	<1	<1
grote jager	<1	<1	<1
visdief/noordse stern	2	1	2
grote stern	2	2	2
papegaaiduiker	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1
zeekoet	<1	<1	<1
noordse stormvogel	<1	<1	<1
ongedetermineerde duiker	<1	<1	<1

Bijna nergens worden meer slachtoffers voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW berekend in de nieuwe berekeningen in vergelijking met het overplantingsalternatief met 153 turbines van 15 MW turbines uit het eerder opgestelde MER. Zo zijn 7 slachtoffers onder zilvermeeuwen te verwachten in het alternatief met 153 turbines van 15 MW, terwijl eerder in het MER voor ditzelfde alternatief 10 slachtoffers waren berekend. De uitzonderingen hierop zijn het aantal slachtoffers onder grote mantelmeeuwen, dwergmeeuwen en jan-van-genten. Daar worden in dit rapport respectievelijk 41, 7 en 16 slachtoffers berekend, terwijl in het eerder opgestelde MER voor deze soorten steeds 1 slachtoffer minder is berekend voor het alternatief met 153 turbines van 15 MW.

Om te beoordelen wat dit betekent voor de populatie van genoemde soorten, wordt hierna eerst ingegaan op de cumulatie van effecten met andere windparken en wordt dit cumulatieve effect getoetst aan de ALI-normen. Het effect van kavel Gamma is namelijk met name relevant voor populaties als in cumulatie naar effecten wordt gekeken.

Omdat er in dit rapport gerekend is met aangepaste dichtheden van vogels, zijn de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies anders dan eerder in het MER is gepresenteerd. In de volgende tabel zijn de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma weergegeven, met daaraan een kolom toegevoegd met de maximaal verwachte jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies uit het eerder opgestelde MER voor IJmuiden Ver Gamma.

Tabel 6.2 Maximaal verwacht jaarlijkse aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma (zie tabel 3.12). Toegevoegd is een kolom met de maximaal verwacht jaarlijkse aantallen slachtoffers uit het eerder uitgevoerde MER.

soort	gemiddeld jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	macro-uitwijking (%)	jaarlijkse sterfte #	Jaarlijkse sterfte # uit MER (alle alternatieven)
zilvermeeuw	0,10	44,2*	1	2
grote mantelmeeuw	0,16	46,9*	2	2
kleine mantelmeeuw	0,17	63,9*	2	5
dwergmeeuw	0,26	80**	5	4
drieteenmeeuw	0,27	57,5*	3	9
jan-van-gent	0,10	81,6*	2	2
kleine jager	0,00	80***	<1	<1
grote jager	0,00	80***	<1	<1
visdief/noordse stern	0,13	70**	2	3
grote stern	0,07	70**	1	<1
papegaaiduiker	0,00	80****	<1	<1
alk	0,09	80**	2	13
zeekoet	0,58	80**	11	42
noordse stormvogel	0,13	80**	2	5
ongedetermineerde duiker	0,01	90**	<1	0

Voor alle soorten geldt dat (op basis van nieuwe inzichten en bronnen) de dichtheden en daarmee de te verwachten slachtoffers als gevolg van habitatverlies gelijk blijven of lager zijn geworden, behalve voor dwergmeeuw. Eerder in het MER is gerekend met 4 slachtoffers per jaar als gevolg van habitatverlies in kavel Gamma en dat is nu op basis van nieuwe dichtheden 5 slachtoffers per jaar. De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege IJmuiden Ver Gamma worden onder zeekoet verwacht, namelijk 11 slachtoffers per jaar (en dit was 42 in het MER). Voor alk worden 2 slachtoffers per jaar verwacht (en dit was 13 in het MER). Dit verschil komt door de lagere dichtheden van genoemde soorten in IJmuiden Ver Gamma.

Naast de aantallen slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies als gevolg van een windpark in kavel Gamma is ook een berekening uitgevoerd naar het aantal vogelslachtoffers in cumulatie met andere windparken. Voor de exacte uitgangspunten hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk 2 van deze rapportage, maar in essentie komt het erop neer dat recentere dichtheidskaarten zijn gebruikt en dat met exactere gegevens is gerekend over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0. Vergelijken we de aantallen jaarlijkse slachtoffers in cumulatie in het nationale en internationale scenario met de eerder uitgevoerde berekeningen uit het MER (zie de volgende twee tabellen), dan is te zien dat de aantallen slachtoffers voor sommige soorten hoger uitvallen (bijvoorbeeld voor dwergmeeuw, visdief/noordse stern, grote stern (nationaal), kleine jager (internationaal) en noordse stormvogel) en voor andere soorten juist lager (bijvoorbeeld bij alken en zeekoeten).

Tabel 6.3 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het nationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 153 x 15 MW turbines en alternatief 'b' van 115 x 20 MW turbines. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)**	**Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma**
zilvermeeuw	64	62	100
grote mantelmeeuw	341	329	397
kleine mantelmeeuw	76	70	112
dwergmeeuw	110	107	66
drieteenmeeuw	85	82	197
jan-van-gent	146	136	164
kleine jager	<1	<1	1
grote jager	1	1	5
visdief/noordse stern	41	40	23
grote stern	38	37	30
papegaaiduiker	<1	<1	3
alk	15	15	192
zeekoet	92	92	635
noordse stormvogel	19	19	17
ongedetermineerde duiker	5	5	13

Tabel 6.4 Maximaal aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies, en de resulterende gezamenlijke sterfte dat jaarlijks cumulatief verwacht wordt voor het internationale cumulatieve scenario voor IJmuiden Ver Gamma. Alternatief 'a' gaat uit van 15 MW turbines en alternatief 'b' van 20 MW turbines met 15% overplanting. Bij habitatverlies zijn de aantallen gelijk voor beide alternatieven. Er is tevens een kolom toegevoegd met de aantallen slachtoffers uit het eerdere MER voor kavel IJmuiden Ver Gamma.

soort	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies obv nieuwe berekeningen 1a (153x15 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	1b (115x20 MW voor IJmuiden Ver Gamma)	Gezamenlijk door aanvaringen en habitatverlies uit eerdere MER, uitgaande van 153x15 MW in IJmuiden Ver Gamma
zilvermeeuw	410	408	528
grote mantelmeeuw	1.840	1.828	1.837
kleine mantelmeeuw	330	325	400
dwergmeeuw	190	186	122
drieteenmeeuw	672	669	1.103
jan-van-gent	1.281	1.271	1.003
kleine jager	6	6	2
grote jager	13	13	26
visdief/noordse stern	163	161	91
grote stern	86	86	98
papegaaiduiker	20	20	692
alk	114	114	2.398
zeekoet	786	786	13.206
noordse stormvogel	272	272	150
ongedetermineerde duiker	119	119	255

De effecten van deze (nieuw berekende) cumulatieve aantallen vogelslachtoffers als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op de populatie zijn in hoofdstuk 4 van deze rapportage door middel van populatiemodellen berekend en getoetst aan de geldende ALI-normen (Potiek et al, 2022a). De resultaten van de populatiemodellen laten zien dat in geen van de scenario's de ALI-norm van de lokale zeevogelsoorten wordt overschreden, zowel voor het nationale scenario (Nederlandse windparken tot en met IJmuiden Ver Gamma) als het internationale scenario (ook alle internationale windparken waarvan de operationele fase begint in 2029 of eerder). Met andere woorden, voor geen van de lokale zeevogelsoorten is een sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-norm uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte soorten. In het MER voor Gamma werd nog geconcludeerd dat voor zowel alk als zeekoet de ALI-norm in het internationale scenario werd overschreden. Daar is nu geen sprake meer van, vanwege lagere dichtheden en gebruik van exactere gegevens over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee t.o.v. de eerdere aannames in KEC 4.0.

Broedvogels uit beschermde gebieden

Zoals in het MER en de Passende Beoordeling reeds beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. IJmuiden Ver Gamma ligt niet binnen de foerageerranges van vogels uit andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in beschermde natuurgebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling als broedvogel is geformuleerd. De berekeningen en beoordelingen van broedvogels zijn gedaan voor het scenario van 153 x 15 MW turbines en voor het scenario van 115 x 20 MW turbines. Hieronder wordt een vergelijking gemaakt tussen de uitkomsten van het scenario voor 153 x 15 MW turbines in het MER/PB en in voorliggend rapport. Volgens de nieuwe berekeningen in dit rapport kunnen effecten, ook in cumulatie, van IJmuiden Ver Gamma op broedvogels uit Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Uit paragraaf 3.2.2 in deze rapportage blijkt dat de additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen in de drie genoemde Natura 2000-gebieden op maximaal 0,12% ligt. Dit is het geval in het scenario met 153 turbines van 15 MW in IJmuiden Ver Gamma. Dan gaat het om 1,8 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. In eerdere berekeningen in het MER en de PB ging het om maximaal 3,2 slachtoffers (additionele sterfte 0,22%) onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Voor de Natura 2000-gebieden Duinen Vlieland en Waddenzee worden minder dan 1 slachtoffers per jaar onder kleine mantelmeeuwen verwacht en ligt de additionele sterfte lager dan 0,12%. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurgebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel ‘niet significant’ geclassificeerd (cf. Hof van Justitie zaak C 79/03 Commissie/Spanje). Hiervan is met een maximale additionele sterfte van 0,12% geen sprake. Dit was ook niet het geval in het uitgevoerde MER en PB en deze conclusie blijft gehandhaafd omdat de te verwachten jaarlijkse additionele sterfte minder is geworden (van 0,22 naar 0,12% additionele sterfte maximaal).

De slachtofferaantallen onder kleine mantelmeeuwen in de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie van IJmuiden Ver Gamma zijn gepresenteerd in tabel 3.16 in deze rapportage. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in IJmuiden Ver Gamma opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen van de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

Voor Duinen en Lage Land Texel is een cumulatief aantal slachtoffers berekend van maximaal 9,5. Voor Duinen Vlieland wordt een cumulatief aantal slachtoffers verwacht van maximaal 3,0 (in het scenario met 15 MW turbines). Voor Waddenzee is dit aantal 17,1 jaarlijkse slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen.

In het MER voor IJmuiden Ver Gamma is voor Duinen en Lage Land Texel eerder een cumulatief aantal jaarlijkse slachtoffers van 12,2 gerapporteerd (nu dus lager met 9,8) en voor Duinen Vlieland en Waddenzee respectievelijk 2,9 (hetzelfde) en 10,4 (nu dus hoger met 17,1) slachtoffers. Het verschil in aantal slachtoffers in Waddenzee is met name te verklaren doordat meer internationale windparken zijn meegenomen in cumulatie. Eerder was de conclusie in het MER dat de cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit was. Ook met deze nieuw berekende cumulatief aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen is de additionele sterfte door windparken in cumulatie minder dan 1% van de natuurlijke mortaliteit, namelijk maximaal 0,68% (voor Duinen en Lage Land Texel, bij andere Natura 2000-gebieden ligt dit percentage lager). Er kan dus met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden. Ook dit is niet gewijzigd ten opzichte van de eerder opgestelde MER en PB.

Niet-broedvogels uit beschermde gebieden

Verschillende zeevogels zijn aangewezen in Natura 2000-gebieden als niet-broedvogel met een kwalitatieve behoudsdoelstelling. Dit betreft enkele soorten (jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en zeekoet) waarvoor in IJmuiden Ver Gamma slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies zijn berekend, waardoor middels externe werking effecten op de doelstellingen van de betreffende beschermde gebieden kunnen optreden. Het gaat hier dan om Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. Voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta met beschermde niet-broedvogels geldt dat deze gebieden tegen de Nederlandse kust aanliggen, en daarmee op ruime afstand van de beoordeelde windparken, waardoor effecten door habitatverlies zijn uitgesloten. De gebieden zijn vooral aangewezen voor niet-broedvogelsoorten die in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust. Op deze soorten zijn alle effecten op voorhand uitgesloten. Als uitzondering gelden hier de soorten dwergmeeuw (beide gebieden) en grote stern (Voordelta) die een kwalitatieve IHD (‘behoud’) kennen. Voor beide niet-broedvogelsoorten zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers in IJmuiden Ver Gamma dusdanig laag dat de kwalitatieve IHD van behoud niet in het geding komt.

Voor aanvaringen onder zeevogels geldt dat vanwege de kennisleemte over de binding van zeevogels met specifieke gebieden op zee buiten het broedseizoen momenteel wordt aangenomen dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de betreffende beschermde gebieden. De uitkomsten van de populatiemodellering tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor deze soorten. In het MER en de PB voor Gamma werd geconcludeerd dat significant negatieve cumulatieve effecten op niet-broedvogels uit beschermde gebieden uitgesloten konden worden. Die conclusie blijft staan (zie ook paragraaf 4.3 uit deze rapportage).

Zeevogels uit buitenlandse beschermde natuurgebieden

Omdat in de dichtstbijzijnde natuurgebieden geen significant negatieve effecten verwacht worden op zeevogelsoorten waarvoor de gebieden aangewezen zijn, kunnen we er

redelijkerwijs van uitgaan dat dergelijke effecten ook niet optreden in buitenlandse gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden
Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land één van de windparken doorkruisen en eventueel slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. In paragraaf 4.3 wordt geconcludeerd dat ook voor trekkende landvogelsoorten geen significant effect zal optreden en significant negatieve effecten op (buitenlandse) Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Trekvogels
Onder trekvogels valt het overgrote deel van de slachtoffers onder zangvogels, namelijk 2.654 en 2.582 bij respectievelijk het alternatief met 153 turbines van 15 MW (alternatief a) en het alternatief met 115 turbines van 20 MW (alternatief b), zie tabel 3.17 in dit rapport. Deze aantallen slachtoffers zijn hoger dan onder andere soorten vogels vanwege het grotere aantal soorten dat bij zangvogels hoort en de grotere populaties die bij die soorten horen ten opzichte van andere soorten. Daarnaast worden onder ganzen en zwanen enkele tientallen slachtoffers verwacht in Gamma. Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 10 slachtoffers verwacht. Als we deze aantallen vergelijken met de aantallen uit het MER voor Gamma, dan zijn het vrijwel dezelfde aantallen slachtoffers.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten (hoofdstuk 2.2.2 in Potiek et al. 2022a) waarvoor in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is berekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 en 20 MW windturbines met 15% overplanting. Uit de berekeningen blijkt dat in de twee nieuwe overplantingsscenario's bij de meeste soorten een geringe toename in het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van het KEC 4.0 plaatsvindt (zie tabel 3.18 in dit rapport). Bij de andere soorten blijft het aantal aanvaringsslachtoffers gelijk.

Populatiemodellen van de acht meest kritieke trekvogelsoorten geïdentificeerd in het KEC 4.0 wijzen uit dat onder deze trekvogelsoorten, gebruik makend van de meest actuele kennis, de geldende ALI-normen niet overschreden worden. Daarom kunnen significant negatieve effecten op trekvogels uitgesloten worden.



Literatuur

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, Uk.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PLoS One 9(9): e106366.

Camphuysen, C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100(2): 113-122.

Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2023. Aanpassing normering Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. Memo DGNV-M / 27519839

Directoraat-generaal Natuur Visserij en Landelijk Gebied, 2021. Besluit Natura 2000-gebied Bruine Bank. DGNVLG-M/2021-168

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird movements at rotor heights measured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. Ibis 157(3): 558-566.

Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Flight intensity, flight altitudes and species composition in comparison to OWEZ, Rapport 11-112. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. Environmental Impact Assessment Review 73: 1-6.

Graafland, M., 2023. Uitgangspuntendocument kavelbesluit-cumulatiescenario tbv de MERren voor de kavelbesluiten. Memo Rijkswaterstaat Zee en Delta, Rijswijk.

Leemans, J.J. & A. Gyimesi, 2022. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea, Rapport 18-0178/22.06209/AbeGy. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Maclean, I.M.D., L.J. Wright, D.A. Showler & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd. BTO

Masden, E., 2015. Developing an avian collision risk model to incorporate variability and uncertainty. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 6 No 14. Scottish Government, Edinburgh.

Masden, E.A., A.S.C.P. Cook, A. McCluskie, W. Bouten, N.H.K. Burton & C.B. Thaxter, 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. Environmental Impact Assessment Review 90: 106622.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling

and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee, KEC 3.0. Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023a. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Alpha. Pondera Consult, Arnhem.
Sissingh, J. & S. van de Bilt, 2023b. Oplegnotitie overplanting MER IJmuiden Ver Beta. Pondera Consult, Arnhem.
Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
Sovon, 2022. Invulling van parameterwaarden voor Acceptable Levels of Impact van sterfte van vogels door windparken op zee. Sovon notitie 2022/46. Sovon Vogelonderzoek Nederland
van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, J.J. Leemans, A. Potiek, M. Boonman, M.P. Collier & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver kavel Gamma. Vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 23-153. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Welcker, J. & R. Vilela, 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. BioConsult SH, Husum.
Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
Woodward, I.D., S.E. Franks, K. Bowgen, J.G. Davies, R.M.W. Green, L.R. Griffin, C. Mitchell, N. O'Hanlon, C. Pollock, E.C. Rees, C. Tremlett, L. Wright & A.S.C.P. Cook, 2023. Strategic study of collision risk for birds on migration and further development of the stochastic collision risk modelling tool. Work Package 1: Strategic review of birds on migration in Scottish waters. The Scottish Government, Edinburgh.

Bijlage I Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

In deze bijlage is voor iedere soort een beschrijving te vinden van de toetsing van het effect van de opgenomen windparken in de verschillende scenario's op de populatiegrootte. De namen van de scenario's die steeds terugkomen in de tabellen komen overeen met de namen van de scenario's zoals deze staan beschreven in Tabel 2.1. Eerst staan de resultaten voor alle nationale scenario's beschreven. Daarna staan de resultaten van de internationale scenario's voor 1a en 1b beschreven.

Nationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 11 en 16. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%) naar 0.991 (jaarlijkse afname van 0.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 2.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.1 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	0.993	0.000	NEE
scenario_1a	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_1b	11	9653	0.908	0.992	0.006	NEE
scenario_2a	15	9653	0.908	0.991	0.017	NEE
scenario_2b	15	9653	0.908	0.991	0.020	NEE
scenario_4a	16	9653	0.908	0.991	0.023	NEE
scenario_4b	16	9653	0.908	0.991	0.018	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) naar 1.000 (jaarlijks gelijkblijvende populatie).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.9% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.2 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_1b	0	475	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	0	475	0.929	1.000	0.012	NEE
scenario_2b	0	475	0.929	1.001	0.011	NEE
scenario_4a	0	475	0.929	1.000	0.015	NEE
scenario_4b	0	475	0.929	1.000	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 13 en 21. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.8% en 2.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.3 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.004	0.000	NEE
scenario_1a	13	18408	0.935	1.003	0.018	NEE
scenario_1b	13	18408	0.935	1.002	0.020	NEE
scenario_2a	19	18408	0.935	1.002	0.026	NEE
scenario_2b	19	18408	0.935	1.002	0.025	NEE
scenario_4a	21	18408	0.935	1.002	0.019	NEE
scenario_4b	21	18408	0.935	1.002	0.027	NEE

Ongedetermineerde duikers

Voor ongedetermineerde duikers is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 4 en 5. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 86%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.014 (jaarlijkse toename van 1.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.4% en 1.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.4 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep duikers. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor duikers is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor duikers 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	4	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_1b	4	5750	0.860	1.015	0.007	NEE
scenario_2a	5	5750	0.860	1.014	0.012	NEE
scenario_2b	5	5750	0.860	1.015	0.004	NEE
scenario_4a	5	5750	0.860	1.016	0.004	NEE
scenario_4b	5	5750	0.860	1.014	0.015	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 48 en 66. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.944 (jaarlijkse afname van 5.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 12.3% en 16.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.5 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	49	10088	0.859	0.945	0.130	NEE
scenario_1b	48	10088	0.859	0.946	0.123	NEE
scenario_2a	63	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_2b	62	10088	0.857	0.944	0.161	NEE
scenario_4a	66	10088	0.856	0.944	0.165	NEE
scenario_4b	65	10088	0.857	0.944	0.161	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 54 en 76. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.979 (jaarlijkse afname van 2.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 9.7% en 13.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.6 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	55	18789	0.910	0.980	0.097	NEE
scenario_1b	54	18789	0.910	0.980	0.098	NEE
scenario_2a	72	18789	0.909	0.979	0.127	NEE
scenario_2b	70	18789	0.909	0.979	0.125	NEE
scenario_4a	76	18789	0.909	0.979	0.136	NEE
scenario_4b	73	18789	0.909	0.979	0.134	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 254 en 347. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.929 (jaarlijkse afname van 7.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 26.1% en 32.5%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.7 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	257	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_1b	254	16302	0.851	0.934	0.261	NEE
scenario_2a	336	16302	0.848	0.930	0.319	NEE
scenario_2b	329	16302	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_4a	347	16302	0.848	0.929	0.325	NEE
scenario_4b	339	16302	0.848	0.930	0.318	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 92 en 112. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.1% en 5.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.8 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	93	59233	0.825	1.007	0.052	NEE
scenario_1b	92	59233	0.825	1.007	0.041	NEE
scenario_2a	109	59233	0.825	1.007	0.050	NEE
scenario_2b	107	59233	0.825	1.007	0.043	NEE
scenario_4a	112	59233	0.825	1.007	0.057	NEE
scenario_4b	109	59233	0.825	1.007	0.052	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 109 en 151. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.993 (jaarlijkse afname van 0.7%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 34.4% en 41.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.9 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	113	9842	0.906	0.997	0.350	NEE
scenario_1b	109	9842	0.906	0.997	0.344	NEE
scenario_2a	144	9842	0.902	0.994	0.410	NEE
scenario_2b	136	9842	0.903	0.995	0.395	NEE
scenario_4a	151	9842	0.902	0.993	0.417	NEE
scenario_4b	142	9842	0.903	0.994	0.403	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 62 en 89. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.6% en 6.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.10 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	63	30463	0.851	0.949	0.045	NEE
scenario_1b	62	30463	0.851	0.949	0.036	NEE
scenario_2a	84	30463	0.850	0.948	0.051	NEE
scenario_2b	82	30463	0.850	0.948	0.053	NEE
scenario_4a	89	30463	0.850	0.948	0.060	NEE
scenario_4b	87	30463	0.850	0.948	0.061	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 0. In het meest extreme scenario resulteert dit alsnog in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 5.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.11 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	0	135	0.898	0.960	0.027	NEE
scenario_1b	0	135	0.898	0.959	0.031	NEE
scenario_2a	0	135	0.897	0.958	0.046	NEE
scenario_2b	0	135	0.897	0.958	0.048	NEE
scenario_4a	0	135	0.897	0.958	0.053	NEE
scenario_4b	0	135	0.897	0.959	0.045	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's afgerond 1. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.9% en 7.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.12 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	1	395	0.878	0.953	0.049	NEE
scenario_1b	1	395	0.878	0.953	0.050	NEE
scenario_2a	1	395	0.876	0.952	0.071	NEE
scenario_2b	1	395	0.876	0.951	0.071	NEE
scenario_4a	1	395	0.876	0.952	0.068	NEE
scenario_4b	1	395	0.876	0.951	0.073	NEE

Visdief/noordse stern

Voor de soortgroep visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 35 en 53. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.996 (jaarlijkse afname van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 1.2% en 2.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.13 *Uitkomsten populatiemodel voor de soortgroep visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor deze soortgroep is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	35	60708	0.914	0.996	0.017	NEE
scenario_1b	35	60708	0.914	0.996	0.016	NEE
scenario_2a	40	60708	0.914	0.996	0.012	NEE
scenario_2b	40	60708	0.914	0.996	0.022	NEE
scenario_4a	53	60708	0.914	0.996	0.021	NEE
scenario_4b	52	60708	0.914	0.996	0.018	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 33 en 40. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 94%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.043 (jaarlijkse toename van 4.3%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.4% en 2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.14 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.043	0.000	NEE
scenario_1a	34	23259	0.941	1.042	0.020	NEE
scenario_1b	33	23259	0.941	1.043	0.014	NEE
scenario_2a	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_2b	38	23259	0.940	1.042	0.016	NEE
scenario_4a	40	23259	0.940	1.042	0.018	NEE
scenario_4b	39	23259	0.940	1.042	0.017	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de nationale scenario's tussen de 66 en 100. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.15 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	66	63722	0.948	1.043	0.023	NEE
scenario_1b	66	63722	0.948	1.043	0.020	NEE
scenario_2a	92	63722	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_2b	92	63722	0.948	1.042	0.033	NEE
scenario_4a	100	63722	0.948	1.042	0.025	NEE
scenario_4b	100	63722	0.948	1.042	0.033	NEE

Internationale scenario's

Alk

Voor alk is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 110 en 123. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 90.9% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.007 (jaarlijkse toename van 0.7%) naar 1.004 (jaarlijkse toename van 0.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 1.7% en 3.1%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.16 *Uitkomsten populatiemodel voor alk. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor alk is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor alk 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.909	1.007	0.000	NEE
scenario_1a	110	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_1b	110	69806	0.908	1.005	0.026	NEE
scenario_2a	114	69806	0.908	1.005	0.021	NEE
scenario_2b	114	69806	0.908	1.004	0.031	NEE
scenario_3a	116	69806	0.907	1.005	0.017	NEE
scenario_3b	115	69806	0.907	1.004	0.028	NEE
scenario_4a	123	69806	0.907	1.004	0.031	NEE
scenario_4b	123	69806	0.907	1.005	0.021	NEE

Papegaaiduiker

Voor papegaaiduiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 20 en 24. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93% naar 92.9%. Ondanks deze extra sterfte blijft de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.001 (jaarlijkse toename van 0.1%) afgerond hetzelfde.De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.6% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.17 *Uitkomsten populatiemodel voor papegaaiduiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor papegaaiduiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor papegaaiduiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.930	1.001	0.000	NEE
scenario_1a	20	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_1b	20	34707	0.929	1.001	0.009	NEE
scenario_2a	21	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_2b	20	34707	0.929	1.001	0.014	NEE
scenario_3a	21	34707	0.929	1.001	0.006	NEE
scenario_3b	21	34707	0.929	1.001	0.013	NEE
scenario_4a	24	34707	0.929	1.001	0.012	NEE
scenario_4b	24	34707	0.929	1.001	0.011	NEE

Noordse stormvogel

Voor noordse stormvogel is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 266 en 309. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 93.6% naar 93.5%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.003 (jaarlijkse toename van 0.3%) naar 1.002 (jaarlijkse toename van 0.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 0.8% en 1.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.18 *Uitkomsten populatiemodel voor noordse stormvogel. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor noordse stormvogel is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor noordse stormvogel 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.936	1.003	0.000	NEE
scenario_1a	266	406652	0.935	1.002	0.013	NEE
scenario_1b	266	406652	0.935	1.002	0.012	NEE
scenario_2a	273	406652	0.935	1.003	0.008	NEE
scenario_2b	272	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_3a	284	406652	0.935	1.003	0.011	NEE
scenario_3b	283	406652	0.935	1.003	0.012	NEE
scenario_4a	309	406652	0.935	1.002	0.014	NEE
scenario_4b	309	406652	0.935	1.003	0.010	NEE

Ongedetermineerde duiker

Voor ongedetermineerde duiker is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 117 en 119. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.1% naar 85.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.015 (jaarlijkse toename van 1.5%) naar 1.010 (jaarlijkse toename van 1.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.7% en 3.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.19 *Uitkomsten populatiemodel voor ongedetermineerde duiker. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor ongedetermineerde duiker is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor ongedetermineerde duiker 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.861	1.015	0.000	NEE
scenario_1a	117	33746	0.858	1.011	0.033	NEE
scenario_1b	117	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_2a	119	33746	0.858	1.011	0.027	NEE
scenario_2b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE
scenario_3a	119	33746	0.858	1.010	0.035	NEE
scenario_3b	119	33746	0.858	1.010	0.036	NEE
scenario_4a	119	33746	0.858	1.011	0.034	NEE
scenario_4b	119	33746	0.858	1.011	0.029	NEE

Zilvermeeuw

Voor zilvermeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 393 en 438. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86.5% naar 85.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.946 (jaarlijkse afname van 5.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 10.7% en 12.2%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.20 *Uitkomsten populatiemodel voor zilvermeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zilvermeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zilvermeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.865	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	394	94755	0.859	0.946	0.113	NEE
scenario_1b	393	94755	0.859	0.946	0.107	NEE
scenario_2a	411	94755	0.859	0.946	0.117	NEE
scenario_2b	408	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_3a	417	94755	0.859	0.946	0.116	NEE
scenario_3b	413	94755	0.859	0.946	0.120	NEE
scenario_4a	438	94755	0.859	0.946	0.122	NEE
scenario_4b	437	94755	0.859	0.946	0.118	NEE

Kleine mantelmeeuw

Voor kleine mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 309 en 344. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 90.7%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.977 (jaarlijkse afname van 2.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 15.6% en 17.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.21 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.914	0.983	0.000	NEE
scenario_1a	310	66432	0.908	0.978	0.161	NEE
scenario_1b	309	66432	0.908	0.978	0.156	NEE
scenario_2a	331	66432	0.907	0.978	0.175	NEE
scenario_2b	325	66432	0.907	0.978	0.171	NEE
scenario_3a	332	66432	0.907	0.978	0.167	NEE
scenario_3b	326	66432	0.907	0.978	0.164	NEE
scenario_4a	344	66432	0.907	0.977	0.173	NEE
scenario_4b	341	66432	0.907	0.977	0.176	NEE

Grote mantelmeeuw

Voor grote mantelmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1752 en 1957. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 86% naar 84.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.930 (jaarlijkse afname van 7.0%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 30.1% en 32.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.22 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote mantelmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote mantelmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.860	0.948	0.000	NEE
scenario_1a	1,755	92400	0.849	0.932	0.301	NEE
scenario_1b	1,752	92400	0.849	0.932	0.302	NEE
scenario_2a	1,847	92400	0.848	0.931	0.312	NEE
scenario_2b	1,828	92400	0.849	0.931	0.312	NEE
scenario_3a	1,884	92400	0.848	0.931	0.315	NEE
scenario_3b	1,858	92400	0.848	0.931	0.314	NEE
scenario_4a	1,957	92400	0.848	0.930	0.324	NEE
scenario_4b	1,949	92400	0.848	0.930	0.323	NEE

Dwergmeeuw

Voor dwergmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 172 en 193. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.4%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.008 (jaarlijkse toename van 0.8%) naar 1.006 (jaarlijkse toename van 0.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 4.8% en 6.8%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.23 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor dwergmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor dwergmeeuw 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.827	1.008	0.000	NEE
scenario_1a	173	70920	0.824	1.006	0.051	NEE
scenario_1b	172	70920	0.824	1.006	0.048	NEE
scenario_2a	190	70920	0.824	1.006	0.068	NEE
scenario_2b	186	70920	0.824	1.006	0.056	NEE
scenario_3a	189	70920	0.824	1.006	0.049	NEE
scenario_3b	184	70920	0.824	1.006	0.058	NEE
scenario_4a	193	70920	0.824	1.006	0.059	NEE
scenario_4b	190	70920	0.824	1.006	0.050	NEE

Jan-van-gent

Voor jan-van-gent is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 1243 en 1407. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.8% naar 90.6%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.009 (jaarlijkse toename van 0.9%) naar 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 32.8% en 35.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.24 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor jan-van-gent is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor jan-van-gent 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.918	1.009	0.000	NEE
scenario_1a	1,247	121051	0.907	0.998	0.330	NEE
scenario_1b	1,243	121051	0.907	0.998	0.328	NEE
scenario_2a	1,283	121051	0.907	0.998	0.337	NEE
scenario_2b	1,271	121051	0.907	0.998	0.332	NEE
scenario_3a	1,311	121051	0.906	0.998	0.338	NEE
scenario_3b	1,297	121051	0.907	0.998	0.334	NEE
scenario_4a	1,407	121051	0.906	0.997	0.355	NEE
scenario_4b	1,398	121051	0.906	0.997	0.356	NEE

Drieteenmeeuw

Voor drieteenmeeuw is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 650 en 730. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 85.4% naar 85%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt

de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.951 (jaarlijkse afname van 4.9%) naar 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 4.6% en 5.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.25 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor drieteenmeeuw is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor drieteenmeeuw 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.854	0.951	0.000	NEE
scenario_1a	651	257088	0.850	0.949	0.047	NEE
scenario_1b	650	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_2a	674	257088	0.850	0.948	0.047	NEE
scenario_2b	669	257088	0.850	0.949	0.046	NEE
scenario_3a	689	257088	0.850	0.948	0.049	NEE
scenario_3b	683	257088	0.850	0.948	0.052	NEE
scenario_4a	730	257088	0.850	0.948	0.056	NEE
scenario_4b	727	257088	0.850	0.948	0.056	NEE

Kleine jager

Voor kleine jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's 6 of 7. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 90% naar 89.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.961 (jaarlijkse afname van 3.9%) naar 0.958 (jaarlijkse afname van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 3.5% en 4.6%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.26 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor kleine jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor kleine jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.900	0.961	0.000	NEE
scenario_1a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_1b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_2a	7	3006	0.898	0.959	0.035	NEE
scenario_2b	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_3a	6	3006	0.898	0.959	0.044	NEE
scenario_3b	6	3006	0.898	0.959	0.042	NEE
scenario_4a	6	3006	0.898	0.959	0.041	NEE
scenario_4b	6	3006	0.898	0.958	0.046	NEE

Grote jager

Voor grote jager is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 13 en 15. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 88.2% naar 87.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.956 (jaarlijkse afname van 4.4%) naar 0.954 (jaarlijkse afname van 4.6%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.1% en 3.3%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.27 *Uitkomsten populatiemodel voor grote jager. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote jager is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote jager 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.882	0.956	0.000	NEE
scenario_1a	13	10023	0.880	0.955	0.021	NEE
scenario_1b	13	10023	0.880	0.954	0.029	NEE
scenario_2a	13	10023	0.880	0.955	0.027	NEE
scenario_2b	13	10023	0.880	0.955	0.023	NEE
scenario_3a	13	10023	0.880	0.955	0.022	NEE
scenario_3b	13	10023	0.880	0.954	0.025	NEE
scenario_4a	15	10023	0.879	0.954	0.033	NEE
scenario_4b	15	10023	0.879	0.954	0.032	NEE

Visdief/noordse stern

Voor visdief/noordse stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 156 en 178. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 91.5% naar 91.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.997 (jaarlijkse afname van 0.3%) naar 0.995 (jaarlijkse afname van 0.5%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 50% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname

ligt voor alle scenario's tussen 3.4% en 4.4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 50%.

Tabel I.6.28 *Uitkomsten populatiemodel voor visdief/noordse stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor visdief/noordse stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor visdief/noordse stern 0.5, wat inhoudt dat maximaal 50% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.5 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.915	0.997	0.000	NEE
scenario_1a	156	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_1b	156	96861	0.913	0.995	0.034	NEE
scenario_2a	163	96861	0.913	0.995	0.040	NEE
scenario_2b	161	96861	0.913	0.995	0.044	NEE
scenario_3a	162	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_3b	161	96861	0.913	0.995	0.039	NEE
scenario_4a	178	96861	0.912	0.995	0.044	NEE
scenario_4b	177	96861	0.912	0.995	0.042	NEE

Grote stern

Voor grote stern is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 82 en 90. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 93.9%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte

populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.041 (jaarlijkse toename van 4.1%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 15%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.9% en 4%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.29 *Uitkomsten populatiemodel voor grote stern. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor grote stern is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 15% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor grote stern 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null	0		0.942	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	82	30011	0.939	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	82	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_2a	87	30011	0.939	1.041	0.036	NEE
scenario_2b	86	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3a	87	30011	0.939	1.042	0.036	NEE
scenario_3b	86	30011	0.939	1.041	0.040	NEE
scenario_4a	90	30011	0.939	1.041	0.038	NEE
scenario_4b	89	30011	0.939	1.042	0.035	NEE

Zeekoet

Voor zeekoet is het cumulatieve aantal slachtoffers voor de internationale scenario's tussen de 760 en 862. In het meest extreme scenario resulteert dit in een verlaagde adulte overleving van 94.9% naar 94.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.044 (jaarlijkse toename van 4.4%) naar 1.042 (jaarlijkse toename van 4.2%).

De actuele ALI-drempelwaarde (vastgesteld door LNV in 2023) is een maximaal acceptabele kans van 10% op een afname van 30%. De kans op een dergelijke afname ligt voor alle scenario's tussen 2.5% en 3.7%. Hiermee blijven alle scenario's onder de grens van 10%.

Tabel I.6.30 *Uitkomsten populatiemodel voor zeekoet. Voor elk van de scenario's wordt het aantal slachtoffers en de populatiegrootte weergegeven. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Dit leidt tot een aangepaste overleving en populatiegroeisnelheid, waarbij verandering in adulte overleving het grootste effect heeft op de populatiegroeisnelheid. De laatste twee kolommen hebben betrekking op de toetsing van de ALI-drempelwaarde. Voor zeekoet is de drempelwaarde voor onacceptabele afname door LNV vastgesteld op 30% (stand 2023). De causaliteit geeft weer in welk aandeel van de overschrijdingen van deze drempelwaarde voor onacceptabele afname, dit het gevolg is van de impact. De causaliteitsnorm is voor zeekoet 0.1, wat inhoudt dat maximaal 10% van de overschrijdingen van deze onacceptabele afname het gevolg mag zijn van de impact. Wanneer in de laatste kolom JA staat, wordt de ALI-norm voor het betreffende scenario overschreden.*

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	populatiegroeisnelheid	causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null	0		0.949	1.044	0.000	NEE
scenario_1a	760	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_1b	760	601490	0.948	1.043	0.026	NEE
scenario_2a	787	601490	0.948	1.042	0.037	NEE
scenario_2b	786	601490	0.948	1.042	0.026	NEE
scenario_3a	807	601490	0.948	1.042	0.029	NEE
scenario_3b	802	601490	0.948	1.042	0.028	NEE
scenario_4a	862	601490	0.948	1.042	0.031	NEE
scenario_4b	861	601490	0.948	1.042	0.026	NEE

Bijlage II Windpark data

Tabel II.1 *Windpark data die zijn gebruikt bij de berekeningen van de verschillende cumulatieve scenario's. Er is altijd gerekend met een aantal van 3 turbinebladen. Voor toekomstige zoekgebieden is de gebruikte oppervlakte bepaald aan de hand van de aanname van 10MW/km^2.*

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
IJmuiden Ver Alpha	NL	2029	189,1	52,8005	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Beta	NL	2029	197,1	52,8377	115/134	15/20	236/280	143/165
IJmuiden Ver Gamma	NL	2029	226,6	53,1	115/134	15/20	236/280	143/165
Nederwiek I	NL	2030	273,2	53,1474	115/134	15/20	236/280	143/165
Ten Noorden van de Waddeneilanden	NL	2031	150,1	54,0226	47/35	15/20	236/280	143/165
Borssele I + II	NL	2020	128,3	51,683	94	8	167	108
Borssele III + IV	NL	2021	146,0	51,6998	77	9,5	164	108
Borssele V	NL	2021	0,6	51,7092	2	9,5	164	108
Luchterduinen	NL	2015	15,9	52,4051	43	3	112	81
Gemini	NL	2017	67,6	54,0365	150	4	130	89
Hollandse Kust (zuid) I + II	NL	2023	115,0	52,3341	70	11	193	121
Hollandse Kust (zuid) III + IV	NL	2023	143,9	52,2796	69	11	193	121
Hollandse Kust (noord) V	NL	2023	126,4	52,7141	69	11	200	121
Hollandse Kust (west) VI	NL	2026	91,3	52,6293	54	14	236	143
Hollandse Kust (west) VII	NL	2026	97,9	52,6293	60	14	236	143
Thornton Bank phase I	BE	2008	0,4	51,5439	6	5,08	126	94
Northwind	BE	2013	13,8	51,6194	72	3	112	71
Belwind	BE	2009	13,1	51,6702	55	3	90	72
Norther	BE	2018	38,4	51,5269	44	8,4	164	101
Rentel	BE	2017	23,3	51,5913	42	7	154	106
Seamade (SeaStar)	BE	2019	18,4	51,6342	30	8,4	167	109
Seamade (Mermaid)	BE	2019	16,3	51,7186	28	8,4	167	109
Nobelwind	BE	2016	22,3	51,6644	50	3,3	112	79
Thornton Bank phase II	BE	2010	12,1	51,5564	30	6,15	126	95
Thornton Bank phase III	BE	2011	7,3	51,5403	18	6,15	126	95
Northwester 2	BE	2019	11,8	51,6868	23	9,5	164	105
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	BE	2025	70,0	51,6211	59	12	220	135

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	BE	2027	140,0	51,4731	94	15	236	143
Alpha Ventus	DUI	2008	3,9	54,0109	12	5	120	92
DanTysk	DUI	2013	65,7	55,1377	80	3,6	120	88
Borkum Riffgrund 3	DUI	2023	59,6	54,0462	81	11	200	125
Borkum Riffgrund 1	DUI	2013	35,4	53,9673	78	4	120	87
Amrumbank West	DUI	2013	30,2	54,523	80	3,78	120	90
Nordsee Ost	DUI	2012	35,4	54,4446	48	6,15	126	92
Meerwind Süd Ost	DUI	2012	39,8	54,3922	80	3,6	120	89
Butendiek	DUI	2014	31,3	55,0175	80	3,6	120	90
Global Tech I	DUI	2012	40,5	54,5089	80	5	116	82
Gode Wind 3	DUI	2023	13,6	54,0375	22	11	200	125
Trianel Windpark Borkum II	DUI	2018	30,7	54,0503	32	6,34	152	104,5
Hohe See	DUI	2018	40,5	54,4433	71	7	154	105
Sandbank	DUI	2015	47,1	55,1996	72	4	130	94,75
Gode Wind 1 and 2	DUI	2015	69,4	54,0412	97	6,26	154	111
EnBW He Dreiht	DUI	2024	62,5	54,3653	70	10	193	122
Nordergründe	DUI	2016	3,4	53,835	18	6,15	126	84
Riffgat	DUI	2012	6,0	53,6924	30	3,6	120	90
BARD Offshore 1	DUI	2010	58,9	54,3554	80	5	122	90
Deutsche Bucht	DUI	2018	17,6	54,3054	31	8,4	164	108
Merkur	DUI	2017	39,3	54,0431	66	6	150	102,6
Trianel Windpark Borkum I	DUI	2011	22,6	54,0464	40	5	116	90
Nordsee One	DUI	2015	29,8	53,9816	54	6,15	126	90
N-3.5	DUI	2027	42,0	54,0257	28	15	236	143
N-3.6	DUI	2027	48,0	54,0457	32	15	236	143
N-3.7	DUI	2025	22,5	54,0449	15	15	236	143
N-3.8	DUI	2025	43,3	54,068	29	15	236	143
N-6.6	DUI	2028	63,0	54,2659	42	15	236	143
N-6.7	DUI	2028	270,0	54,3606	18	15	236	143
N-7.2	DUI	2026	93,0	54,2883	62	15	236	143
N-8.4	DUI	2026	42,5	54,5346	28	15	236	143
Borkum Riffgrund 2	DUI	2018	36,0	53,9518	56	8,3	164	105
Kaskasi	DUI	2021	17,3	54,4891	38	9	167	107,5
Veja Mate	DUI	2016	50,9	54,3181	67	6	154	103,28

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Albatros	DUI	2019	10,5	54,486	16	7	154	105
N-9.1	DUI	2028	100,0	54,4375	67	15	236	143
N-9.2	DUI	2028	100,0	54,5213	67	15	236	143
N-10.1	DUI	2029	100,0	54,6019	57	15	236	143
N-10.2	DUI	2029	70,0	54,675	47	15	236	143
N-13-3	DUI	2030	100,0	55,0606	50	20	280	165
N-9.3	DUI	2029	100,0	54,4363	67	15	236	143
N-9.4	DUI	2029	100,0	54,5595	67	15	236	143
Horns Rev 1	DK	2002	20,7	55,4861	80	2	80	70
Horns Rev 2	DK	2008	33,2	55,6004	91	2,3	93	68
Horns Rev 3	DK	2017	116,2	55,6941	49	8,3	164	102
Thor - 2020 Tender	DK	2025	100,0	56,3254	75	16	236	143
Vesterhav Nord Syd	DK	2022	34,4	56,3776	41	8,4	167	109
Dudgeon	VK	2016	55,1	53,2654	67	6	154	110
Greater Gabbard	VK	2009	146,1	51,884	140	3,6	107	77,5
Gunfleet Sands	VK	2008	15,8	51,7302	48	3,6	107	75
Dogger Bank B	VK	2023	598,9	54,9774	95	13	220	150
Humber Gateway	VK	2013	26,5	53,6443	73	3	112	80
Inner Dowsing	VK	2007	8,8	53,1891	27	3,6	107	80
Kentish Flats	VK	2004	10,0	51,4604	30	3	90	70
Lincs	VK	2011	38,3	53,1905	75	3,6	120	85,25
London Array	VK	2011	106,9	51,6268	175	3,6	120	87
Lynn	VK	2007	7,9	53,1367	27	3,6	107	80
Race Bank	VK	2016	62,4	53,2766	91	6,3	154	110
Dogger Bank C	VK	2024	120,0	55,0397	95	14	220	138
Sofia	VK	2024	140,0	54,9899	100	14	222	141
Hornsea Project Four	VK	2031	100,0	54,0386	50	20	280	165
Hornsea Project Three	VK	2026	240,0	53,873	231	11	164	123
Hornsea Project Two	VK	2020	461,9	53,9402	165	8,4	167	120,9
Scroby Sands	VK	2003	4,2	52,6457	30	2	80	60
Sheringham Shoal	VK	2009	35,0	53,1356	88	3,6	107	81,75
Teesside	VK	2012	4,3	54,6453	27	2,3	93	80
Thanet	VK	2009	34,9	51,4304	100	3	90	70
East Anglia Hub - ONE North	VK	2024	80,0	52,3811	58	14	222	140
ForthWind Demo Phase 2	VK	2024	8,7	56,1376	7	12	200	125

windpark	land	jaar	oppervlakte (km^2)	breedtegraad (°)	# turbines	capaciteit (MW)	rotordiameter (m)	ashoogte (m)
Triton Knoll	VK	2020	149,5	53,4785	90	9,5	164	107
Westermost Rough	VK	2014	34,9	53,8059	35	6	154	102
East Anglia Hub - TWO	VK	2025	90,0	52,1327	65	14	222	140
Scottish SMP - E3	VK	2030	100,0	56,9978	50	20	280	165
Moray East	VK	2019	295,6	58,1883	100	9,5	164	105
Seagreen	VK	2021	336,5	56,5969	114	10	164	123
Aberdeen OWF (EOWDC)	VK	2018	20,0	57,2257	11	8,8	164	109
Race Bank Extension	VK	2029	57,3	53,2935	38	15	236	143
Dudgeon Extension	VK	2028	40,2	53,2788	115	20	280	165
Sheringham Shoal Extension	VK	2028	31,7	53,167	16	20	280	165
Five Estuaries	VK	2030	35,3	51,9014	18	20	280	165
North Falls	VK	2029	50,4	51,7537	34	15	236	143
Kincardine - Phase 2	VK	2020	24,2	57,0067	5	9,6	164	104
Seagreen 1A	VK	2024	36,0	56,5619	36	10	164	123
Beatrice	VK	2017	131,3	58,254	84	7	154	110
Inch Cape	VK	2026	100,0	56,4946	72	15	250	143
Neart na Gaoithe	VK	2020	105,1	56,2677	54	8	167	125
Kentish Flats Extension	VK	2015	8,3	51,4507	15	3,3	112	83,6
Galloper	VK	2016	113,6	51,8931	56	6	154	103,5
East Anglia ONE	VK	2018	162,8	52,2327	102	7	154	90
East Anglia Hub - THREE	VK	2023	140,0	52,6652	100	14	222	140
Norfolk Vanguard	VK	2025	180,0	52,8702	158	20	303	198,5
Norfolk Boreas	VK	2027	180,0	53,0385	158	20	303	165
Blyth Offshore Demo Phase 1	VK	2017	3,6	55,131	5	8,3	164	109,5
Berwick Bank	VK	2028	230,0	56,2919	115	20	280	165
Marr Bank	VK	2031	185,0	56,3449	93	20	280	165
Hywind Scotland Pilot Park	VK	2017	15,1	57,4843	5	6	154	101
Moray West	VK	2024	95,0	58,0972	85	15	230	143
Blyth Offshore Demo Phase 2	VK	2024	15,2	55,1851	5	14	236	140
Dogger Bank A	VK	2022	515,2	54,7695	95	13	220	150
Hornsea Project One	VK	2018	407,3	53,8833	174	7	154	113

Bijlage III sCRM parameterwaarden per turbinecapaciteit

Tabel III.1 *Parameterwaarden voor bladbreedte, draaisnelheid en pitch per turbine die zijn gebruikt in de berekeningen met het sCRM. Waar mogelijk zijn de waarden van bestaande turbinetypes genomen. Voor (nog) niet-bestaande turbinetypes zijn de waarden geëxtrapoleerd op basis van de bestaande turbinetypes.*

turbine capaciteit (MW)	bladbreedte (m)	draaisnelheid (rpm)	pitch (°)
2	3,229	17,058	6,143
2,3	3,31	16,574	6,1
3	3,5	15,498	6
3,3	3,581	15,058	5,957
3,6	3,663	14,632	5,914
3,78	3,71	14,39	5,889
4	3,771	14,084	5,857
5	4,043	12,819	5,714
5,08	4,063	12,729	5,703
6	4,314	11	5,571
6,15	4,355	11,545	5,55
6,26	4,386	11,429	5,533
6,3	4,396	11,393	5,528
6,34	4,407	11,349	5,522
7	4,586	10,728	5,428
8	4,857	10,3	5,285
8,3	4,938	9,685	5,243
8,4	4,965	9,615	5,228
8,8	5,074	9,351	5,171
9	5,128	9,227	5,143
9,5	5,264	8,944	5,071
9,6	5,291	8,891	5,057
10	5,4	8,697	5
11	5,671	8,6	4,857
12	5,943	7,9	4,714
13	6,214	7,991	4,571
14	6,485	7,8	4,428
15	6,757	8,4	4,285
16	7,028	8,609	4,142
20	8,114	8,6	3,571

Bijlage IV Aanvaringen voor overige parken opgenomen in de cumulatie

Tabel IV.1 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de eerste acht soorten.*

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Borssele I + II	4	16	4	6	10	4	<1	<1
Borssele III + IV	3	13	3	2	8	3	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	2	14	2	8	5	2	<1	<1
Gemini	5	18	6	3	20	11	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	4	21	3	5	7	3	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	4	21	3	9	6	3	<1	0
Hollandse Kust (noord) V	4	37	4	7	8	4	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	2	16	2	2	5	2	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	3	19	3	2	6	2	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	3	38	5	7	15	9	<1	<1
Belwind	1	19	2	1	6	2	<1	<1
Norther	2	21	3	7	6	3	<1	<1
Rentel	1	17	2	2	4	1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	1	14	1	<1	3	1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	12	1	<1	3	1	<1	<1
Nobelwind	2	21	2	1	7	3	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	10	1	2	2	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	6	<1	1	1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	11	1	<1	3	1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	2	29	3	<1	6	2	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	4	0	5	0	11	3	0	<1
Alpha Ventus	<1	1	<1	<1	2	<1	0	<1
DanTysk	3	15	2	<1	13	5	<1	<1
Borkum Riffgrund 3	3	21	3	2	15	4	<1	<1
Borkum Riffgrund 1	3	11	3	1	14	4	<1	<1
Amrumbank West	3	15	2	<1	11	3	0	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Nordsee Ost	2	11	1	<1	7	2	0	<1
Meerwind Süd Ost	3	0	2	0	13	4	0	<1
Butendiek	4	10	2	<1	10	3	0	<1
Global Tech I	2	17	3	<1	19	7	0	<1
Gode Wind 3	<1	4	<1	<1	4	1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Hohe See	2	19	2	<1	13	4	0	<1
Sandbank	2	15	2	<1	7	4	0	<1
Gode Wind 1 and 2	3	13	3	<1	11	3	<1	<1
EnBW He Dreiht	2	24	3	<1	13	4	0	<1
Nordergründe	1	0	<1	0	4	2	0	<1
Riffgat	1	5	<1	<1	4	1	<1	<1
BARD Offshore 1	2	24	3	<1	8	4	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	11	1	<1	3	2	<1	<1
Merkur	2	9	2	<1	11	3	0	<1
Trianel Windpark Borkum I	<1	5	1	<1	5	1	<1	<1
Nordsee One	2	8	2	<1	9	3	<1	<1
N-3.5	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-3.6	1	6	1	<1	6	2	<1	<1
N-3.7	<1	3	<1	<1	3	<1	<1	<1
N-3.8	1	6	1	<1	5	2	<1	<1
N-6.6	2	15	2	1	5	3	<1	<1
N-6.7	<1	9	<1	<1	2	1	<1	<1
N-7.2	2	20	3	<1	12	4	<1	<1
N-8.4	<1	8	1	<1	6	2	0	<1
Borkum Riffgrund 2	2	10	2	1	11	4	<1	<1
Kaskasi	2	10	1	<1	6	2	0	<1
Veja Mate	2	22	3	<1	7	4	<1	<1
Albatros	<1	5	<1	<1	3	<1	0	<1
N-9.1	2	35	3	<1	8	4	<1	<1
N-9.2	2	27	3	<1	8	4	<1	<1
N-10.1	2	14	3	<1	11	4	0	<1
N-10.2	2	11	2	<1	5	3	<1	<1
N-13-3	2	32	2	<1	6	4	<1	<1
N-9.3	2	37	3	<1	8	4	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
N-9.4	2	28	3	<1	8	4	<1	<1
Horns Rev 1	4	11	1	<1	6	4	0	<1
Horns Rev 2	5	12	3	2	12	10	0	<1
Horns Rev 3	4	8	2	1	5	4	0	<1
Thor - 2020 Tender	5	14	3	0	7	5	0	<1
Vesterhav Nord Syd	0	9	0	<1	0	0	0	0
Dudgeon	3	2	1	<1	4	2	<1	<1
Greater Gabbard	4	17	6	<1	21	8	<1	<1
Gunfleet Sands	2	6	2	<1	6	3	0	<1
Dogger Bank B	5	5	1	<1	5	1	<1	<1
Humber Gateway	5	10	1	1	19	6	0	<1
Inner Dowsing	1	<1	<1	<1	5	2	<1	<1
Kentish Flats	1	3	1	<1	4	1	0	<1
Lincs	4	1	2	<1	14	5	<1	<1
London Array	6	25	7	<1	20	6	<1	<1
Lynn	1	<1	<1	<1	4	2	<1	<1
Race Bank	5	<1	2	0	10	2	<1	<1
Dogger Bank C	5	7	2	<1	8	4	<1	<1
Sofia	5	13	2	<1	8	3	<1	<1
Hornsea Project Four	3	12	<1	<1	14	4	<1	<1
Hornsea Project Three	6	37	3	<1	11	3	<1	<1
Hornsea Project Two	5	15	2	<1	20	4	<1	<1
Scroby Sands	1	9	<1	0	5	3	<1	<1
Sheringham Shoal	4	<1	2	0	8	4	<1	<1
Teesside	2	5	<1	2	7	2	<1	<1
Thanet	3	19	4	<1	14	4	<1	<1
East Anglia Hub - ONE North	2	15	2	0	6	2	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	2	2	<1	<1	6	<1	0	<1
Triton Knoll	6	5	1	<1	16	5	<1	<1
Westermost Rough	2	10	<1	<1	8	3	0	<1
East Anglia Hub - TWO	2	8	2	0	7	2	<1	<1
Scottish SMP - E3	4	8	<1	<1	21	6	<1	<1
Moray East	5	44	<1	0	41	18	<1	<1
Seagreen	5	6	<1	0	19	3	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	2	2	<1	0	4	1	<1	<1

windpark	zilvermeeuw	grote mantelmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine jager	grote jager
Race Bank Extension	3	<1	<1	<1	7	2	<1	<1
Dudgeon Extension	10	5	3	<1	20	6	<1	<1
Sheringham Shoal Extension	1	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	8	<1	<1	2	<1	<1	<1
North Falls	1	8	2	<1	4	1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	<1	<1	<1	2	1	<1	<1
Seagreen 1A	2	2	<1	0	6	<1	0	<1
Beatrice	4	23	<1	0	20	7	<1	<1
Inch Cape	9	11	<1	<1	54	17	<1	<1
Neart na Gaoithe	3	5	<1	<1	17	1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	2	<1	<1	2	<1	0	<1
Galloper	1	12	2	<1	7	2	<1	<1
East Anglia ONE	3	19	7	<1	24	17	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	3	33	3	<1	9	3	<1	<1
Norfolk Vanguard	6	48	4	<1	5	1	<1	<1
Norfolk Boreas	9	87	12	<1	31	26	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	<1	<1	<1	1	<1	0	<1
Berwick Bank	9	8	<1	0	55	12	<1	<1
Marr Bank	9	9	<1	0	48	10	<1	<1
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	0	3	<1	<1	<1
Moray West	6	41	<1	0	27	11	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	5	4	2	<1	4	1	<1	<1
Hornsea Project One	5	18	2	<1	23	5	<1	<1

Tabel IV.2 *Aanvaringen per windpark opgenomen in de verschillende scenario's voor de laatste zeven soorten.*

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Borssele I + II	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele III + IV	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Borssele V	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Luchterduinen	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Gemini	20	4	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) I + II	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (zuid) III + IV	1	3	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (noord) V	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VI	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hollandse Kust (west) VII	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwind	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1
Belwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norther	2	2	<1	<1	<1	<1	1
Rentel	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (SeaStar)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Seamade (Mermaid)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nobelwind	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Thornton Bank phase III	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Northwester 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Noordhinder Noord	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Pr. Elisabeth Fairybank Nordhinder Zuid	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
Alpha Ventus	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
DanTysk	2	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 3	3	<1	<1	<1	<1	<1	1
Borkum Riffgrund 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Amrumbank West	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4
Nordsee Ost	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Meerwind Süd Ost	0	0	<1	<1	<1	<1	2
Butendiek	<1	<1	<1	<1	<1	<1	7
Global Tech I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Gode Wind 3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Trianel Windpark Borkum II	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hohe See	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sandbank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
Gode Wind 1 and 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
EnBW He Dreiht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordergründe	0	0	<1	<1	<1	<1	1
Riffgat	1	1	<1	<1	<1	<1	<1
BARD Offshore 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Deutsche Bucht	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Merkur	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Trianel Windpark Borkum I	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nordsee One	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-3.8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-6.7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-7.2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-8.4	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Borkum Riffgrund 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Kaskasi	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3
Veja Mate	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Albatros	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-10.2	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
N-13-3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
N-9.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Horns Rev 1	3	<1	<1	<1	<1	<1	9
Horns Rev 2	8	<1	<1	<1	<1	<1	13

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Horns Rev 3	1	<1	<1	<1	<1	<1	5
Thor - 2020 Tender	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Vesterhav Nord Syd	<1	0	0	0	0	0	0
Dudgeon	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Greater Gabbard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Gunfleet Sands	<1	1	<1	<1	<1	<1	1
Dogger Bank B	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Humber Gateway	16	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Inner Dowsing	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Lincs	5	1	<1	<1	<1	<1	<1
London Array	<1	3	<1	<1	<1	<1	2
Lynn	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank C	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Sofia	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project Four	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Three	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Hornsea Project Two	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Scroby Sands	<1	4	<1	<1	<1	<1	4
Sheringham Shoal	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1
Teesside	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Thanet	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2
East Anglia Hub - ONE North	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
ForthWind Demo Phase 2	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Triton Knoll	8	1	<1	<1	<1	<1	<1
Westermost Rough	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia Hub - TWO	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Scottish SMP - E3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Moray East	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Seagreen	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Aberdeen OWF (EOWDC)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Race Bank Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dudgeon Extension	<1	2	<1	<1	<1	<1	<1

windpark	visdief/noordse stern	grote stern	papegaaiduiker	alk	zeekoet	noordse stormvogel	ongedetermineerde duiker
Sheringham Shoal Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Five Estuaries	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
North Falls	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kincardine - Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Seagreen 1A	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Beatrice	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Inch Cape	<1	0	<1	<1	1	<1	<1
Neart na Gaoithe	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Kentish Flats Extension	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Galloper	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
East Anglia ONE	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1
East Anglia Hub - THREE	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Vanguard	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Norfolk Boreas	2	0	<1	<1	2	<1	1
Blyth Offshore Demo Phase 1	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Berwick Bank	<1	1	<1	<1	<1	<1	0
Marr Bank	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Hywind Scotland Pilot Park	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0
Moray West	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Blyth Offshore Demo Phase 2	<1	0	<1	<1	<1	<1	<1
Dogger Bank A	<1	0	<1	<1	<1	<1	0
Hornsea Project One	<1	0	<1	<1	<1	<1	0

Bijlage 11
KRM-toets IJmuiden Ver Gamma



IJmuiden Ver Gamma Kaderrichtlijn Mariene Strategie

Betreft
KRM-toets IJmuiden Ver Gamma

Datum
12-4-2024

Aan
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Projectnummer
722183

Inleiding

Dit document betreft het een bijlage van het Milieueffectrapport (MER) voor kavel Gamma in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In onderhavig document wordt het project getoetst aan de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.

Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie, welke is gericht op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand (GMT) van de Noordzee) waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd, en is geïmplementeerd in het Waterbesluit en sinds 1 januari 2024 de Omgevingswet.

De Nederlandse Mariene Strategie voor de Noordzee bestaat uit drie delen, die met tussenpozen van twee jaar zijn verschenen. Elk deel heeft een looptijd van zes jaar en wordt dan geactualiseerd.

1. Mariene Strategie deel 1 (2018-2024), een beschrijving van de huidige milieutoestand, de gewenste goede milieutoestand, milieudoelen, descriptoren en indicatoren.
2. Mariene Strategie deel 2 (2020-2026), dat het KRM-monitoringprogramma beschrijft en toelicht hoe Nederland dit uitvoert.
3. Mariene Strategie deel 3 (2022-2027), het Programma van maatregelen dat Nederland heeft opgesteld en uitvoert om de goede milieutoestand te behalen. Dit document is een bijlage bij het Programma Noordzee 2022-2027.

KRM-gebieden

Specifiek beschermt Nederland bepaalde ecologisch waardevolle gebieden onder de KRM. Er zijn op dit moment drie KRM gebieden aangewezen: Centrale Oestergronden, Borkumse Stenen en Friese Front. In de toekomst zal het zuidelijke deel van de Doggersbank ook als KRM gebied aangewezen worden. Deze gebieden zijn aangewezen als KRM-gebied om het zeebodemecosysteem te beschermen of herstellen. De kavel Gamma van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op zeer ruime afstand (meer dan 50 km) van deze KRM gebieden, zodat effecten op het zeebodemecosysteem, door aanleg en exploitatie van het windpark, in deze gebieden niet worden verwacht.

KRM-Descriptoren

De goede milieutoestand van de zee wordt beschreven door elf kwalitatieve descriptoren. Per descriptor zijn er verschillende criteria beschreven ter beoordeling van de goede milieutoestand. In onderstaande tabel wordt per descriptor een toelichting gegeven en de eventuele invloed van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel Gamma van IJmuiden Ver. Waar relevant wordt ingegaan op de

cumulatieve effecten van windparken op zee (voor o.a. vissen, vogels en zeezoogdieren). Ook wordt getoetst aan de onderliggende criteria behorende bij de verschillende descriptoren. Bovendien wordt er voor descriptoren waar relevant verwezen naar het hoofdstuk in dit MER of bijbehorende bijlage waar er verder op wordt ingegaan.

Tabel 1. KRM-descriptoren en toetsing

Descriptor / criterium	Goede milieutoestand	Toetsing
D1 Biodiversiteit	De biologische diversiteit wordt behouden. De kwaliteit en het voorkomen van habitats en de verspreiding en dichtheid van soorten zijn in overeenstemming met de heersende fysiografische, geografische en klimatologische omstandigheden	
D1 Biodiversiteit: Zeezoogdieren	Zeezoogdierpopulaties worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd.	Onderwatergeluid heeft een tijdelijke impact op het foerageergedrag en -gebied van zeezoogdieren. Bij toepassing van een maximale geluidnorm van 164 dB re 1 mPa2s op 750 meter van de geluidsbron voor het heien van de funderingen, zal de mogelijke verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen leiden tot een overschrijding van de ecologische norm[1]. Dit geldt ook voor de cumulatieve effecten van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode 2016 tot 2030. Significante (cumulatieve) effecten op de populaties onder zeezoogdieren zijn daarmee uitgesloten. Zie ook hoofdstuk 7 (onderwaterleven). Het windpark leidt in de gebruiksfase ook niet tot incidentele bijvangst, verandering van demografie, verspreiding en kwaliteit leefgebied op de Noordzee. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D1C1 Incidentele bijvangst	Incidentele bijvangst in de Internationale Noordzee vormt geen bedreiging voor populaties bruinvis en grijze zeehond en blijft onder de drempelwaarden van OSPAR.	Geen effect door initiatief
D1C2 Populatieabundantie	De populatieomvang van bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond duidt op gezonde populaties en voldoet aan de drempelwaarden van OSPAR	Het initiatief resulteert in een achteruitgang van de populatieomvang van de bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond. Echter, er is geen sprake van een overschrijding van de ecologische norm[1]. Dit geldt ook voor de cumulatieve effecten van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie

[1] Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie is dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee met niet meer dan 5% afneemt.

	(deelgebieden Internationale Noordzee) en de Habitatrichtlijn (Nederlandse deel van de Noordzee).	op zee in de periode 2016 tot 2030. Significante (cumulatieve) effecten op de populaties onder zeezoogdieren zijn daarmee uitgesloten.
D1C3 Demografische kenmerken	De pupproductie van grijze zeehond (deelgebieden Internationale Noordzee) en gewone zeehond (Nederlandse deel van de Waddenzee) duidt op gezonde populaties en voldoet voor grijze zeehond aan de drempelwaarde van OSPAR.	Geen effect door initiatief
D1C4 Verspreidingsgebied	Het verspreidingsgebied van gewone zeehond, grijze zeehond en bruinvis in het Nederlandse deel van de Noordzee voldoet aan de drempelwaarde van de Habitatrichtlijn.	Geen effect door initiatief
D1C5 Kwaliteit leefgebied	De omvang en kwaliteit van het leefgebied zijn geschikt voor gewone zeehond, grijze zeehond en bruinvis in het Nederlandse deel van de Noordzee.	Een negatieve invloed van de aanleg van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen en zeehonden in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (zie hoofdstuk 7). Er is dus geen sprake van directe externe werking voor Natura 2000-gebieden. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt binnen de verstoringscontour echter wel tijdelijk af door de aanlegwerkzaamheden, maar heeft geen gevolgen voor de populatieomvang. Over de effecten op zeezoogdieren tijdens de exploitatie van het windpark is nog niet veel bekend. Naar verwachting zijn de effecten van de aanwezigheid van onderhoudsschepen en het geluid van draaiende windturbines zeer beperkt (zie bijlage 5). Zo vermijden bruinvissen een windpark niet, maar de aanwezigheid van in de directe nabijheid (<500m) van een windturbinefundering is wel lager. In zeer beperkte mate kunnen er effecten op zeezoogdieren ontstaan door de elektromagnetische velden rondom de kabels van het windpark. Alleen binnen een beperkt gebied rondom de kabel zou er een mogelijk effect in de vorm van barrièrewerking of verstoring kunnen optreden. Gezien de zeer lokale omvang van deze mogelijke effecten in vergelijking tot het totale leefgebied van zeezoogdieren is de omvang en kwaliteit van het leefgebied niet in het geding.
D1 Biodiversiteit: Zeevogels	Zeevogels worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid van populaties op de lange termijn is gegarandeerd.	Zeevogels kunnen slachtoffer worden door aanvaringen of er kan sprake zijn van habitatverlies door de ontwikkeling van het windparken op zee. Of er leefgebied verloren gaat voor zeevogelsoorten hangt af van de soort. Soorten als duikers, alk of jan-van-gent kunnen uitwijken voor een windpark en

		soorten als meeuwen en aalscholver kunnen juist aangetrokken worden (bijlage 4 MER). Het verlies aan kwalitatief leefgebied verschilt dus per zeevogelsoort. Om het effect van slachtoffers als gevolg van habitatverlies te kwantificeren is in het MER een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aangehouden. Voor alle zeevogelsoorten zijn significant negatieve effecten door zowel aanvaringen als habitatverlies op de populaties ten gevolge van alle windparken op de Noordzee t/m 2029 uitgesloten.
D1C1 Incidentele bijvangst	Incidentele bijvangst in het Nederlandse deel van de Noordzee vormt geen bedreiging voor zeevogelpopulaties.	Geen effect door initiatief
D1C2 Populatieabundantie	De populatieomvang van zeevogelsoorten duidt op gezonde populaties en voldoet in de Internationale Noordzee aan de drempelwaarden van OSPAR.	Voor alle zeevogelsoorten zijn significant negatieve effecten door zowel aanvaringen als habitatverlies op de populaties ten gevolge van alle windparken op de Noordzee t/m 2029 uitgesloten (zie hoofdstuk 6 en bijlage 4).
D1C3 Demografische kenmerken	Het broedsucces van zeevogels duidt op gezonde populaties in de Internationale Noordzee en voldoet aan de drempelwaarden van OSPAR.	Geen effect door initiatief
D1C5 Kwaliteit leefgebied	De omvang en kwaliteit van het leefgebied zijn geschikt voor zeevogelpopulaties in het Nederlandse deel van de Noordzee.	Of er effecten zijn op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor zeevogelsoorten hangt af van de soort. Soorten als duikers, alk of jan-van-gent kunnen uitwijken voor een windpark en soorten als meeuwen en aalscholver kunnen juist aangetrokken worden (bijlage 4). Voor de zeevogelsoorten die uitwijken voor windparken op zee is er in cumulatie met andere windparken op zee sprake van een verlies van omvang aan geschikt leefgebied. Ook kan het verbod op bodemberoerende visserij en aanwezigheid van hard substraat zorgen voor een hoger lokaal visbestand of het voorkomen van andere soorten. Dit kan tot aantrekking van vogels in het windpark leiden. Daarom zijn zowel positieve als negatieve effecten op de omvang en kwaliteit van leefgebied niet uit te sluiten.
D1 Biodiversiteit: Vissen	Vispopulaties worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd	De KRM-vissoorten (kabeljauw, Europese aal, kraakbeenvissen) kunnen tijdens de aanbouw negatieve effecten ondervinden van het heigeluid en eventueel van elektromagnetische velden. Over het effect van elektromagnetische velden (EMV) op vissen is weinig bekend. Naar verwachting zal dit effect voornamelijk van invloed zijn op haaien en roggen[2]. Het effect van heigeluid en EMV door windpark IJmuiden Ver Gamma op vissen zal niet van invloed zijn op de levensvatbaarheid van de

[2] Hermans et al., 2024. Do electromagnetic fields from subsea power cables effect benthic elasmobranch behaviour? A risk-based approach for the Dutch Continental Shelf. Wageningen Marine Research.

		vispopulaties op de langere termijn. Echter, wanneer er wordt gekeken in cumulatie met windparken op zee, dan kunnen deze effecten niet worden uitgesloten. In paragraaf 2.5 en 9.4 van bijlage 4 wordt nader ingegaan op de relevante KRM-vissoorten en een beoordeling van descriptor D1. De bodemberoerende activiteiten tijdens de aanleg van het windpark, resulterend in plaatselijke habitatdestructie, zullen niet van grote invloed zijn vanwege het mobiele karakter van vissen en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten. Tijdens de exploitatie zullen vissen ook positieve effecten kunnen ondervinden door de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat.
D1C1 Incidentele bijvangst	Incidentele bijvangst in de Internationale Noordzee vormt geen bedreiging voor de instandhouding van vispopulaties.	Geen effect door initiatief
D1C2 Populatieabundantie	De populatieomvang van vissoorten duidt op gezonde populaties en voldoet minimaal aan de doelstellingen van OSPAR (kwetsbare vissoorten) en het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (commercieel geëxploiteerde soorten) in de Internationale Noordzee, en de Habitatrichtlijn in het Nederlandse deel van de Noordzee.	Zie D1 Vissen
D1C4 Verspreidingsgebied	Het verspreidingsgebied van trekvissen in het Nederlandse deel van de Noordzee voldoet aan de drempelwaarde van de Habitatrichtlijn.	Geen effect door initiatief
D1C5 Kwaliteit leefgebied	De omvang en kwaliteit van het leefgebied in het Nederlandse deel van de Noordzee is geschikt voor trekvissen onder de Habitatrichtlijn.	Geen effect door initiatief
D1 Biodiversiteit: Inktvissen (D1C1 + D1C2)	Populaties van koppotigen worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd.	Pelagische en demersale inktvissen kunnen voorkomen ter hoogte van windpark IJmuiden Ver Gamma. Hierbij gaat het specifiek om de gewone pijlinktvis, dwergpijlinktvis, gewone zeekat en dwerginktvis. Inktvissen zijn kortlevende dieren (een of twee jaar) die zich snel reproduceren. Door dit korte levenscyclus kunnen soorten zich beter aanpassen aan veranderingen in het milieu. Daarbij hebben studies aangetoond dat de verspreiding en aantallen inktvissen sterk

		kunnen variëren van jaar tot jaar, wat een groot aanpassingsvermogen van inktvissen indiceert. Inktvissen kunnen net als bij vissen tijdelijk hinder ondervinden van het heigeluid tijdens de aanlegfase. De effecten van EMV zullen naar verwachting beperkt zijn vergeleken met vissen. Tijdens een veldstudie kon vooralsnog geen effect van EMV op inktvissen worden aangetoond[3]. Daarbij is het risico van blootstelling aan EMV voor dergelijke mobiele soorten naar verwachting ook kortdurend en incidenteel[4]. Aangezien zowel pelagische als demersale inktvissen hard substraat nodig hebben voor de voorplanting, kan de aanwezigheid van artificieel hard substraat een positief effect hebben op deze soorten. Ook kan uitsluitsel van visserij een positief effect hebben op het voorkomen van inktvissen tijdens de operationele fase. Geconcludeerd wordt dat er geen sprake is van effecten van het windpark op de levensvatbaarheid van de inktvis populaties en een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D1C6 Pelagische habitats	Het functioneren en de samenstelling van pelagische habitats (fyto- en zoöplankton) in de Internationale Noordzee worden niet negatief beïnvloed door menselijke activiteiten.	De aanwezigheid van windturbines kan effect hebben op fysische processen zoals waterstromingen, stratificatie en hydromorfologie. Dit wordt het wake-effect genoemd. De wake-effecten van het individuele windpark IJmuiden Ver Gamma op pelagische habitats kunnen worden uitgesloten. Cumulatieve effecten op het functioneren en de samenstelling van fyto- en zoöplankton vanwege het wake effect van wind op zee zijn echter op voorhand niet geheel uit te sluiten (zie ook paragraaf 9.4 van bijlage 4). In het zuidelijke deel van de Noordzee, waar het plangebied ligt, zullen deze effecten wel beperkt zijn, omdat dit al een dynamisch gebied is waar stromingen samenkomen. Mede daardoor treedt stratificatie hier niet vaak op en wordt het plankton hier al geremd door verhoogde concentraties zwevend stof. Zie ook D4 voor een uitgebreidere toetsing en relatie tot voedselwebben.
D2 Niet-inheemse soorten (D2C1)	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten komen voor op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.	Tijdens de aanleg- en gebruiksfase worden geen exoten geïntroduceerd in het systeem omdat voor de aanleg schepen worden gebruikt met anti-exootsystemen die voldoen aan de richtlijnen van de IMO (International Maritime Organisation, 2018).

[3] Love, M.S., M.M. Nishimoto, S. Clark, M. McCrea & A.S. Bull, 2017. The organisms living around energized submarine power cables, pipe, and natural Sea floor in the inshore waters of Southern California. Bulletin, Southern California Academy of Sciences. 2017b. 116(2), pp.61-88

[4] Albert, L., F. Deschamps, A. Jolivet, F. Olivier, L Chauvaud & S. Chauvaud, 2020. A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates. Marine Environmental Research, 104958. doi:10.1016/j.marenvres.2020.104958

		Er ontstaan wel vestigingskansen voor al in het systeem aanwezige exoten, met name binnen de intertidale zone van de monopile (bijlage 4). Dit zal vermoedelijk niet leiden tot een negatieve verandering van het ecosysteem ten opzichte van de huidige situatie. De uiteindelijke verhouding (ongewenste) exoten op de turbinelocaties is moeilijk te voorspellen. Op bestaande windturbines in de Noordzee lijkt de biodiversiteit in evenwicht en worden er zelfs nieuwe inheemse soorten aangetroffen zoals Caryophyllia smithii en mossel (Mytilus edulis) (Coolen et al., 2015; van der Stap et al., 2016). Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D3 Commercieel geëxploiteerde vis, schaal- en schelpdieren	Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis en schaal- en schelpdieren blijven binnen veilige biologische grenzen, en vertonen een demografie die kenmerkend is voor een gezond bestand.	Geen direct effect door initiatief. Wel zijn er naar verwachting positieve effecten te ondervinden door het verbod op bodemberoerende visserij binnen het windpark en aanwezigheid hard substraat. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D3C1 Sterfte commercieel geëxploiteerde soorten	De visserijsterfte van elk commercieel geëxploiteerd bestand in de Internationale Noordzee voldoet aan de drempelwaarde gebaseerd op het Gemeenschappelijk Visserijbeleid.	Geen effect door initiatief
D3C2 Paaibiomassa commercieel geëxploiteerde soorten	De paaibiomassa van elk commercieel geëxploiteerd bestand in de Internationale Noordzee voldoet aan de drempelwaarde gebaseerd op het Gemeenschappelijk Visserijbeleid.	Geen effect door initiatief
D4 Voedselwebben	Alle trofische gilden in het mariene voedselweb, voor zover deze bekend zijn, hebben een productiviteit, dichtheid en diversiteit op een niveau dat het functioneren van het voedselweb garandeert.	De voedselweb descriptor hangt samen met de biodiversiteitsdescriptor. Effecten op het voedselweb kunnen optreden wanneer bepaalde soort(groep)en en/of trofische niveaus worden aangetast. Dit heeft zijn doorwerking op soorten van andere trofische niveaus. Dit kan gebeuren wanneer de primaire productie, de bodemfauna en/of het visbestand zodanig wordt aangetast of verandert in samenstelling dat er onvoldoende voedsel is voor de soorten die van deze elementen afhankelijk zijn. De aanwezigheid van windturbines in de waterkolom hebben effect op fysische processen in het water. Dit wordt het wake effect genoemd. Hiermee beïnvloeden zij onder andere de turbiditeit, stroming en daarmee primaire productie. Effecten op de primaire productie, en daarmee op de rest van de voedselketen, vanwege het wake effect van windparken op zee op ecosysteemprocessen zijn niet op voorhand geheel uit te

		sluiten. Modelstudies van Deltares[5] hebben aangetoond dat de grootschalige uitrol van windparken op zee effect zullen hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. De monopiles in de waterkolom veroorzaken een toename in verticale menging van de waterkolom en het daarin voorkomende suspended particulate matter (SPM). Vooralsnog tonen de modellen aan dat de belangrijkste veranderingen worden veroorzaakt door veranderingen in de stratificatie (gelaagdheid van het water). In het zuidelijke deel van de Noordzee, waar het plangebied ligt, zullen deze effecten beperkt zijn, omdat dit al een dynamisch gebied is waar stromingen samenkomen (Deltares, 2021[6]). Mede daardoor treedt stratificatie hier niet vaak op en wordt de algengroei hier al geremd door verhoogde concentraties zwevend stof. Echter, het plangebied ligt wel in een gebied met een hoge dichtheid aan windparken. Dit kan een versterkend effecten op het ecosysteem en voedselwebben. Daarom kunnen cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee op het functioneren van voedselwebben niet worden uitgesloten. Tijdens de exploitatie kan het voedselweb ook positieve effecten ondervinden door de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand niet kan worden uitgesloten.
D4C1 Diversiteit van trofische gilden	De diversiteit (soortensamenstelling en hun relatieve dichtheid) binnen de beoordeelde trofische gilden (primaire en secundaire producenten) in de Internationale Noordzee wordt niet geschaad door antropogene belastingen.	Nog onduidelijk door kennisleemtes (zie D4)
D4C2 Evenwicht tussen trofische gilden	Het evenwicht tussen de totale dichtheden van beoordeelde trofische gilden (fytoplankton, zoöplankton, vis) in de Internationale Noordzee wordt niet geschaad door antropogene belastingen.	Nog onduidelijk door kennisleemtes (zie D4)
D4C3 Grootteverdeling binnen gilden	De grootteverdeling van exemplaren binnen het beoordeelde trofische gilde	Nog onduidelijk door kennisleemtes (zie D4)

[5] van Duren, L.A., F. Zijl, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin, J. van der Meer, G.M. Aarts, J. van der Molen, K. Soetaert & A.W. Minns, 2021. Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea - Synthesis report. Deltares.
[6] van Duren, L.A., 2021. Advice on future assessment of ecosystem effects from offshore wind farms. Deltares.

	(demersale sub-apexpredatoren) van de Internationale Noordzee wordt niet geschaad door antropogene belastingen.	
D4C4 Productiviteit van trofische gilden	De productiviteit van het beoordeelde trofische gilde (primaire producenten) wordt niet negatief beïnvloed door antropogene drukfactoren.	Nog onduidelijk door kennisleemtes (zie D4)
D5 Eutrofiëring	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring en vooral de schadelijke effecten ervan, zijn tot een minimum beperkt.	De voorgenomen activiteiten zijn niet biochemisch van aard, en als de turbines en kabels zijn geïnstalleerd voegen deze geen nutriënten toe aan het ecosysteem en zal niet tot eutrofiëring leiden. Tijdens de installatie veroorzaakt een deel van de uitstoot van de baggerschepen en andere apparatuur stikstofdepositie. Dit zou vervolgens een vermestende en dus eutrofiërende werking op het ecosysteem kunnen hebben. Met de duur en schaal van de activiteiten ten opzichte van het oppervlak van het Nederlands continentaal plat (NCP) is de verwachting dat dit een verwaarloosbaar effect is. Bovendien zijn de habitattypes die voorkomen op het NCP beperkt tot niet gevoelig voor stikstofdepositie. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D5C1 Nutriënten	De nutriëntenconcentraties voldoen aan de drempelwaarden van de Kaderrichtlijn Water (Nederlandse kustwaterlichamen) en OSPAR (beoordelingsgebieden Internationale Noordzee), zodat er geen schadelijke effecten van eutrofiëring optreden.	Geen effect door initiatief
D5C2 Chlorofyl-a	De chlorofyl-a-concentraties voldoen aan de drempelwaarden van de Kaderrichtlijn Water (Nederlandse kustwaterlichamen) en OSPAR (beoordelingsgebieden Internationale Noordzee), zodat er geen schadelijke effecten van eutrofiëring optreden.	Geen effect door initiatief
D5C5 Zuurstof nabij de zeebodem	De zuurstofconcentraties voldoen aan de drempelwaarden van de Kaderrichtlijn Water (Nederlandse kustwaterlichamen) en OSPAR (beoordelingsgebieden Internationale Noordzee), zodat er geen schadelijke effecten van eutrofiëring optreden.	Geen effect door initiatief

D6 Zeebodemintegriteit	De integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen zijn gewaarborgd en dat met name benthische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast.	Alle morfologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang ten opzichte van het oppervlak van het NCP. De integriteit van de zeebodem zal niet worden aangetast. Zie ook hoofdstuk 5 (morfologie en hydrodynamica). Het KRM-habitattype Sabellaria-banken zal tijdens de aanbouw waarschijnlijk marginaal negatieve effecten ondervinden door heigeluid en habitatdestructie. Evenwel zal dit habitattype mogelijk ook een voordeel ondervinden van het windpark wanneer deze eenmaal operationeel is vanwege het verbod oo bodemberoerende visserij. In paragraaf 9.4 uit bijlage 4 wordt nader ingegaan op descriptor D1 en bijbehorende criteria voor wat betreft Sabellaria-banken. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D6C1 Fysiek verlies van de zeebodem	N.v.t. (dit criterium dient als input voor D6C4 en D7C1)	Nvt
D6C2 Verstoring van de zeebodem	N.v.t. (dit criterium dient als input voor D6C3)	Nvt
D6C3 Aangetaste habitats door fysieke verstoring	N.v.t. (Dit criterium voor de beoordeling van de ruimtelijke omvang van aangetaste benthische habitattypen door fysieke verstoring dient als input voor D6C5)	Nvt
D6C4 Fysiek verlies van habitats	Het verlies aan brede habitattypen in het Nederlandse deel van de Noordzee als gevolg van menselijke activiteiten is beperkt en voldoet qua omvang aan de Europese drempelwaarde.	Geen tot minimaal effect door initiatief
D6C5 (Aantasting) kwaliteit habitats	De impact van menselijke activiteiten op de kwaliteit van benthische habitattypen in het Nederlandse deel van de Noordzee is beperkt.	Geen tot minimaal effect door initiatief
D7 Hydrografische eigenschappen	Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen berokkent de mariene ecosystemen geen schade.	Onder hydrografische eigenschappen wordt verstaan de waterstanden en getij, stromingscondities, golven, temperatuur, saliniteit, troebelheid, sedimenttransport en bodemligging. Alle hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn beperkt van omvang. Zie ook hoofdstuk 5 (morfologie en hydrodynamica). Er is voor een windpark in IJmuiden Ver Gamma geen sprake van permanente wijziging van hydrografische eigenschappen die het mariene ecosysteem

		schade berokkent. Echter, in cumulatie met andere windparken op zee kan er wel sprake zijn van een permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen, met name veranderingen in stratificatie. Zie ook D4 voor een uitgebreidere toetsing en relatie tot het mariene ecosysteem. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand niet kan worden uitgesloten.
D7C1 Omvang permanente verandering in hydrografie	N.v.t. (input voor D7C2)	Nvt
D7C2 Aangetaste habitats door permanente verandering in hydrografie	N.v.t. (Dit criterium behelst de omvang van benthische habitats die geschaad zijn door permanente hydrografische wijzigingen. De resultaten en de beoordeling van criterium D7C2 dienen als input voor de beoordeling van criterium D6C5.)	Nvt
D8 Verontreinigende stoffen	Concentraties van vervuilende stoffen zijn zodanig dat geen verontreinigingseffecten optreden.	Tijdens het gebruik en onderhoud van het windpark is er kans op emissies van stoffen. Met name van corrosiebeschermings-systemen (coatings, opofferingsmetalen) van de monopile, erosie van windbladen en SF6[7]. De monopiles moeten beschermd worden tegen corrosie (bijvoorbeeld roest). Dat kan onder andere door specifieke metalen of epoxy-coatings te gebruiken. Zeker is dat het gebruik van specifieke metalen om de turbine te beschermen geen schadelijke effecten kan hebben voor mens en milieu.[8] Het gebruik van zware metalen in opofferingsanodes die gebruikt worden als kathodische bescherming wordt niet toegestaan in het kavelbesluit. Het gebruik van epoxy-coatings kan mogelijk wel schadelijk zijn. Of dit in de praktijk ook echt zo is, hangt sterk af van de gebruikte coating. Het verschilt namelijk per coating hoeveel en welke stoffen er uit kunnen vrijkomen. Uit onderzoek van het RIVM[8] blijkt dat het op dit moment niet bekend is of er daadwerkelijk epoxy coatings worden gebruikt bij Nederlandse windturbines op zee. Het RIVM beveelt dan ook aan om bij nieuwe windturbines uit voorzorg coatings te gebruiken waar geen of weinig stoffen uit weglekken. Er is nog weinig informatie beschikbaar over hoeveel plastic deeltjes door slijtage van turbinebladen in de omgeving terechtkomen. Het RIVM schat dat de hoeveelheid plastic

[7] RIVM (2021). Inzicht in emissies van chemische stoffen bij windturbines op zee
[8] RIVM (2023). Beoordeling mogelijke risico's van chemische stoffen en plastic deeltjes van windturbines op zee.

		deeltjes die door slijtage van turbinebladen in de zee komt kleiner is dan via andere bronnen, zoals de Nederlandse scheepvaart[8]. De erosie van windbladen kan grotendeels worden voorkomen door toepassen van moderne windturbines met 'leading edge protection'. In windturbines kan SF6 (zwavelhexafluoride) worden toegepast als een isolatiegas. Dit gas is een zeer sterk broeikasgas. In principe zit dit gas in een gesloten systeem en kan alleen vrijkomen in het milieu middels een calamiteit of lekkage. In het rapport van de RIVM uit 2022[7] is het Global Warming Potentieel (GWP) van SF6 emissie van wind op zee ingeschat als ongeveer 30 auto's per jaar (op basis van 773 windturbines en 10 substations). Tot slot zijn er maatregelen en alternatieven mogelijk voor het gebruik van SF6 in windturbines[7]. Vanwege enkele kennisleemtes ten aanzien van het gebruik van epoxy coatings en erosie plastic deeltjes wordt geconcludeerd dat een effect op een goede milieutoestand niet kan worden uitgesloten.
D8C1 Verontreinigende stoffen in water, sediment en biota	De concentraties van voor het mariene milieu relevante vervuilende stoffen (UPBT en niet-UPBT) voldoen aan de Europese (KRW, Nederlandse deel van de Noordzee) en regionale (OSPAR, Zuidelijke Noordzee) drempelwaarden.	Geen effect door initiatief
D8C2 Effecten van verontreinigingen	De gezondheid van soorten (mariene slakken) in de Zuidelijke Noordzee wordt niet geschaad door verontreinigende stoffen (tributyltin) en voldoet aan de drempelwaarde van OSPAR.	Geen effect door initiatief
D8C3 Ernstige acute verontreinigingen	Significante ernstige verontreinigingen in het Nederlandse deel van de Noordzee zijn tot een minimum beperkt.	In de windturbines kan hydraulische olie en transformatorolie aanwezig zijn. Doordat sprake is van gesloten installaties geeft dit geen relevant risico op significante ernstige verontreinigingen in het Nederlandse deel van de Noordzee
D9 Verontreinigingen in visserijproducten + D9C1	Vervuilende stoffen in visserijproducten, overschrijden niet de grenzen die in EU-wetgeving voor menselijke consumptie (Verordening (EG) Nr. 1881/2006) zijn vastgesteld.	Zie D8
D10 Zwerfvuil	Zwerfafval op zee veroorzaakt geen schade aan het mariene en kustmilieu.	Voor de aanleg en exploitatie van het windpark is geen sprake van zwerfvuil. Het windpark heeft dus geen impact op deze descriptor. Het is volgens MARPOL-verdrag 73/78 verboden om afval over boord te gooien in de Noordzee, van

		de windparkontwikkelaar wordt geëist dat deze binnen de geldende wetskaders werkt en dus wordt er ook tijdens de aanlegfase geen zwerfvuil in zee veroorzaakt. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D10C1 Zwerfvuil kust en zeebodem	Het mariene milieu wordt niet geschaad door hoeveelheden zwerfafval en voldoet daartoe aan de Europese drempelwaarde voor strandafval in het Nederlandse deel van de Noordzee.	Geen effect door initiatief
D10C2 Microafval	De hoeveelheid microafval in het zeebodemsediment ligt op een niveau dat geen schade veroorzaakt aan het mariene milieu.	Er is nog weinig informatie beschikbaar over hoeveel plastic deeltjes door slijtage van turbinebladen in de omgeving terechtkomen. Het RIVM schat dat de hoeveelheid plastic deeltjes die door slijtage van turbinebladen in de zee komt kleiner is dan via andere bronnen, zoals de Nederlandse scheepvaart[8]. De erosie van windbladen kan grotendeels worden voorkomen door toepassen van moderne windturbines met 'leading edge protection'.
D10C3 (Micro)afval in zeedieren	De hoeveelheid opgenomen afval en microafval door zeedieren in de Zuidoostelijke Noordzee is niet schadelijk voor de gezondheid, en voldoet daartoe aan de drempelwaarde van OSPAR voor noordse stormvogels.	Geen effect door initiatief
D11 Toevoer van energie: Onderwatergeluid	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, ligt op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.	De ruimtelijke spreiding, tijdsduur en geluidsniveaus door de aanleg van het windpark zijn zodanig dat directe en indirecte effecten van geluid niet de gunstige staat van instandhouding van soorten in gevaar kan brengen. Geconcludeerd wordt dat een effect op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten.
D11C1 Impulsief geluid	De ruimtelijke spreiding, de temporele omvang en het niveau van impulsgeluid in het Nederlandse deel van de Noordzee zijn niet schadelijk voor bruinvispopulaties.	Bij toepassing van een maximale geluidnorm van 164 dB re 1 mPa2s op 750 meter van de geluidsbron voor het heien van de funderingen, zal de mogelijke verstoring bij bruinvissen niet leiden tot een overschrijding van de ecologische norm[9]. Dit geldt ook voor de cumulatieve effecten van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie op zee in de periode 2016 tot 2030. Significante (cumulatieve) effecten op de bruinvispopulaties zijn daarmee uitgesloten. Zie ook hoofdstuk 7 en bijlage 5.
D11C2 Continu geluid	De ruimtelijke spreiding, de temporele omvang en het niveau van antropogeen continu laagfrequent geluid in het	Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is minder verstorend dan impulsgeluid (zie bijlage 5). Daarom geldt ook

[9] De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

	Nederlandse deel van de Noordzee berokkenen populaties zeedieren geen schade.	voor deze technieken dat significante (cumulatieve) effecten op de zeezoogdieren populaties zijn uitgesloten. Naar verwachting zijn de effecten van de toename in aanwezigheid van onderhoudsschepen en het geluid van draaiende windturbines verwaarloosbaar voor de populaties zeedieren. Zie ook hoofdstuk 7 en bijlage 5.
Elektromagnetische velden (EMV)	n.v.t.	Door de voorgenomen activiteiten waarbij energie door de inter-array kabels wordt getransporteerd ontstaan elektromagnetische velden. Criteria voor deze vormen van energie zijn er nog niet en daarom zijn hiervoor nog geen goede milieutoestand en milieudoelen geformuleerd. Over de ecologische effecten van EMV is weinig bekend. Naar verwachting zal dit effect voornamelijk van invloed zijn op haaien en roggen. Zie voor de toetsing D1: Vissen.
Warmte	n.v.t.	Door de voorgenomen activiteiten waarbij energie door de inter-array kabels wordt getransporteerd kan er sprake zijn van warmteafdracht. Criteria voor deze vormen van energie zijn er nog niet en daarom zijn hiervoor nog geen goede milieutoestand en milieudoelen geformuleerd. In de praktijk blijkt dat de inter-array kabels worden ingegraven op circa 1 meter. Bovendien is het spanningsniveau van 66 kV voor de inter-array kabels beperkt, waardoor er hooguit sprake is van een zeer beperkte toename van de temperatuur op de zeebodem. Dit zal naar verwachting geen effect hebben op de aanwezige mariene bodemsoorten.

Conclusies en leemten in kennis

In bovenstaande tabel is per descriptor de impact van een windpark in kavel Gamma van IJmuiden Ver op de goede milieutoestand weergegeven. Uit de tabel kan worden geconstateerd dat de voorgenomen activiteiten voor de meeste descriptoren geen effect hebben op de goede milieutoestanden die worden nagestreefd in de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Voor de volgende descriptoren of onderliggende criteria kunnen de effecten op de goede milieutoestand, wegens de benoemde leemten in kennis, **niet** worden uitgesloten:

- Voor de zeevogelsoorten die effecten ondervinden van habitatverlies door windparken op zee is er in cumulatie met andere windparken op zee sprake van een verlies van omvang en kwaliteit aan geschikt leefgebied (criteria D1C5). Met name soortspecifieke kennis over habitatverlies ontbreekt. Over verstoringsgevoeligheden en verstoringsafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken (zie ook paragraaf 6.9 (leemten in kennis) van hoofdstuk 6 vogels & vleermuizen).
- Naar verwachting zal het effect van heigeluid en EMV door windpark IJmuiden Ver Gamma op vissen niet van invloed zijn op de levensvatbaarheid van de vispopulaties op de langere termijn. Echter, wanneer er wordt gekeken in cumulatie met windparken op zee, dan kunnen deze effecten niet worden uitgesloten (descriptor D1: Vissen). Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op vissen en de gedragsveranderingen als reactie op EMV. Zie ook paragraaf 7.8.2 van hoofdstuk 7 onderwaterleven voor een uitgebreidere beschrijving van de leemten in kennis voor vissen.
- Cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee op het functioneren van voedselwebben en hydrografische processen kunnen niet worden uitgesloten door de wake-effecten effecten van

windparken (descriptor D4 en D7). Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. Deltares[5,6] heeft al een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat de lange termijn effecten zijn van de uitrol van windparken op de Noordzee op het mariene voedselweb.

- Het rapport van RIVM[8] heeft laten zien dat er nog enkele kennisleemten ten aanzien van het gebruik van epoxy coatings en erosie plastic deeltjes door windturbines in de Nederlandse Noordzee. Op dit moment is niet bekend of bij Nederlandse windturbines op zee daadwerkelijk epoxy coatings worden gebruikt. Daarom heeft RIVM een worst-case scenario doorgerekend om inzicht te krijgen in mogelijke schadelijke effecten áls ze worden gebruikt. Ook is de daadwerkelijke hoeveelheid plastic deeltjes dat in de omgeving terecht kan komen zeer onzeker en hangt onder andere af van de mate van slijtage-verminderende technieken dat wordt toegepast.