Bijlagen MER kavel I-B Nederwiek (zuid)

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Status:	Definitief/2
Datum:	8 juni 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

Bijlage 1 - Literatuurlijst 2
Bijlage 2 - Voornemen 29
Bijlage 3 - Verkaveling Nederwiek (zuid) 40
Bijlage 4 - Achtergrondrapport vogels, vleermuizen, vissen en benthos 43
Bijlage 5 - Achtergrondrapport onderwaterleven 323
Bijlage 6 - Achtergrondrapport scheepvaartveiligheid 385
Bijlage 7 - Soortenbeschermingstoets 450
Bijlage 8 - Passende Beoordeling 489
Bijlage 9 - KRM-toets 572

Bijlage 1 - Literatuurlijst

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

HASKONING NEDERLAND B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 56515154

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

Titel document:	Bijlage 1 - Literatuurlijst
Ondertitel:	
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Uw kenmerk	
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026
Projectnaam:	MER kavel I-B Nederwiek
Projectnummer:	PR3097
Auteur(s):	Haskoning
Classificatie:	Projectgerelateerd

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning Nederland B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning Nederland B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Literatuurlijst MER kavel I-B

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

Hoofdstuk 5 Morfologie en Hydronamica

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.

Christiansen, N., Carpenter, J. R., Daewel, U., Suzuki, N., & Schrum, C. (2023). The large-scale impact of anthropogenic mixing by offshore wind turbine foundations in the shallow North Sea. *Frontiers in Marine Science*, *10*, 1178330.

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

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.

Van den Eynde, D., Baeye, M., Brabant, R., Fettweis, M., Francken, F., Haerens, P., ... & Van

Lancker, V. (2013). All quiet on the sea bottom front? Lessons from the morphodynamic monitoring. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimise future monitoring programmes, 35-47.

Gaida et al. (2018): Timo C. Gaida, Mirjam Snellen, Thaiënne A. G. P. van Dijk, Dick G. Simons 2018. Geostatistical 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.

Hossain, M.S., Kim, Y., Zheng, J. (2022). Installation of Spudcans. In: Cui, W., Fu, S., Hu, Z. (eds) Encyclopedia of Ocean Engineering. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6946-8_205

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

Lavidas, G., & Polinder, H. (2019). North sea wave database (NSWD) and the need for reliable resource data: A 38 year database for metocean and wave energy assessments. *Atmosphere*, *10*(9), 551.

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.
Nauw, J., de Haas, H., & Rehder, G. (2015). A review of oceanographic and meteorological controls on the North Sea circulation and hydrodynamics with a view to the fate of North Sea methane from well site 22/4b and other seabed sources. *Marine and Petroleum Geology*, *68*, 861-882.

Van Rijn. L, 2015.Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. (update 2015). Aqua publications.

Schultze, L. K. P., Merckelbach, L. M., Horstmann, J., Raasch, S., & Carpenter, J. R. (2020). Increased mixing and turbulence in the wake of offshore wind farm foundations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *125*(8), e2019JC015858.

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.

Zijl, F., Leummens, L., Alexandrova, N., Van Kessel, T., Jaksic, L., Van Zelst, V., Vilmin, L., Heye, S., Van Duren, L., Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, & Ingeborg van Splunder. (2024). *Impact of offshore wind farms on the North Sea ecosystem*.

Hoofdstuk 6 Vogels en Vleermuizen

Arcadis, 2025. Inventarisation of bat mitigation measures and their suitability for offshore wind in the Netherlands (Reference: 5PYFDS7UCEMX-565186861-204:1; p. 36).

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.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2025. Wijziging drempelwaarden Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. kenmerk DGNV-M / 97878174. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, Den Haag.

Dokter, A.M., J. Shamoun-Baranes, M.U. Kemp, S. Tijm & I. Holleman, 2013. High altitude bird migration at temperate latitudes: A synoptic perspective on wind assistance. PloS One 8(1): e52300.

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.

Gulka, J., Knapp, S., Soccorsi, A., Avery-Gomm, S., Knaga, P. & K. A. Williams, 2024. Offshore Wind and Aerofauna: Avoidance Remains the Best Bet Amid Limited Mitigation Evidence. *bioRxiv*: 2024-08.

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.

IJntema G.J. Modelling Barrier Effects of Offshore Wind Farms in Birds. Rapport 25-240. Waardenburg Ecology, Culemborg. IJntema, G., N. Heida, J. Leemans, A. Gyimesi & A. Potiek, 2025. Collision effects of North Sea wind turbines on bird species within the “Kader Ecologie & Cumulatie (KEC) 5.0”. Actualisation of models, data and predicted mortality for Dutch government offshore wind development scenarios, Rapport 24-163. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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.

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.

Leemans, J.J., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

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.

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.

Soudijn, F.H., V. Hin, E. Melis, C. Chen, S. van Donk, D. Benden & M.J.M. Poot, 2025. Population level effects of displacement of marine birds due to offshore wind energy developments, KEC 5. Wageningen Marine Research Report C094/24 A. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

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.

Hoofdstuk 7 Onderwaterleven

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, 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.

Geelhoed, S. C. V. (2024). *Resident Cetacean species in the North Sea*. Wageningen Marine Research. https://noordzeeloket.nl/publish/pages/239423/letter-report-resident-cetacean-species-in-the-north-sea.pdf

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).

Gilles, A., Authier, M., Pigeault, R., Martinez, N. R., Vigneault, B., Carlström, J., Eira, C., Geelhoed, S. C. V., Laran, S., Sequeira, M., Sveegaard, S., Taylor, N. L., Saavedra, C., Bonales, J. A. V., & Hammond, P. (2025, 14 mei). *Spatial models of cetacean density in European Atlantic waters based on SCANS-IV summer 2022 survey data*. Aarhus University. https://pure.au.dk/portal/en/publications/spatial-models-of-cetacean-density-in-european-atlantic-waters-ba/

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.

Heinis, F., 2023. Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie. Memo HWE, 6 april 2023.

Heinis, F., C. de Jong, & S. von Benda-Beckmann, 2025. KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. The Hague: TNO 2025 R10477.

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.

Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid

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

Hoofdstuk 9 Landschap

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.

Hoofdstuk 10 Overige gebruiksfuncties

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.

Hoofdstuk 11 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

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

Nederwiek kavel I-B

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

HASKONING NEDERLAND B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 56515154

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

Titel document:	Bijlage 2 - Voornemen
Ondertitel:	Nederwiek kavel I-B
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Uw kenmerk	
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026
Projectnaam:	MER kavel I-B Nederwiek
Projectnummer:	PR3097
Auteur(s):	Haskoning
Opgesteld door:	Haskoning
Classificatie:	Projectgerelateerd

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning Nederland B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning Nederland B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Inhoud

1	**Nadere omschrijving voornemen**	**1**
1.1	Individuele turbines	2
1.2	Type funderingen	3
1.2.1	Monopaal	4
1.2.2	Jacket	4
1.2.3	Tripod	4
1.2.4	Tripile	5
1.2.5	Gravity Based	5
1.2.6	Suction bucket	5
1.2.7	Drijvende fundering	6
1.3	Aanlegwijze paalfunderingen	7
1.3.1	Intrillen	7
1.3.2	Heien	7
1.3.3	Boren	7
1.3.4	Suction	7
1.4	Elektrische infrastructuur	8

Tabellen

Tabel 1-1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur 1

Figuren

Figuur 1-1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011). 2

Figuur 1-2 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). 4

Figuur 1-3 Voorbeeld van een tripile fundatie 5

Figuur 1-4 Suction bucket 6

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 1-1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen etc. en betreffen dan ook een bandbreedte.

Tabel 1-1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur

Totaal opgesteld vermogen kavel	1,0-1,15 GW
Maximaal aantal windturbines	76
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW en maximaal 20 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Maximaal rotoroppervlak[1]	3.509.787 m^2 bij kavels van ca. 1,15 GW (57 windturbines)
Aantal bladen per windturbine	3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity-based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau in geval van heien van fundering (impuls geluid)	Uitgangspunt: 160 tot maximaal 164 dB re 1 μPa^2s SELss (op 750 meter van de geluidsbron)
Maximaal geluidniveau in geval van andere funderingstechniek dan heien (continu geluid)	Uitgangspunt: voor continu geluid een vergelijkbaar beschermingsniveau voor bruinvissen als voor heigeluid met een geluidsnorm van 160 dB re 1 μPa^2s SELss (op 750 meter van de geluidsbron)
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per windturbine:	
Monopile	

[1] *Maximale rotoroppervlakte is gebaseerd op 57 windturbines met rotordiameter van 280 m*

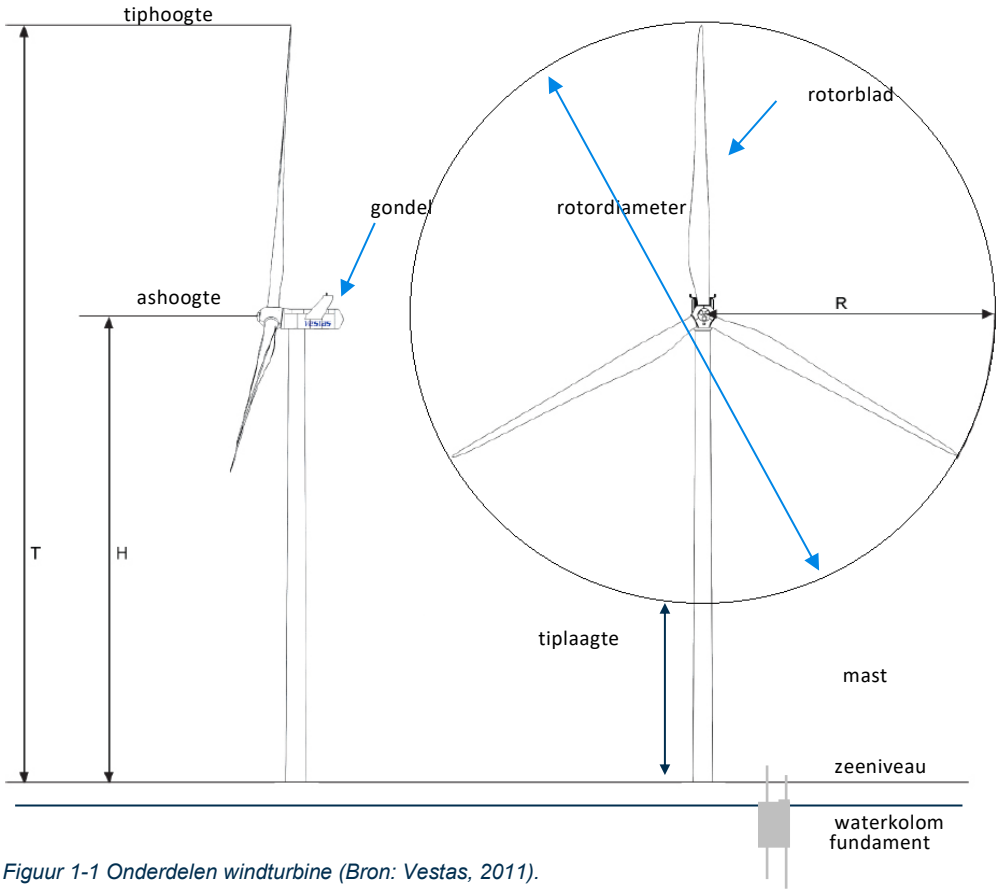
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (*inter-array* bekabeling)	

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 1-1 weergegeven.



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

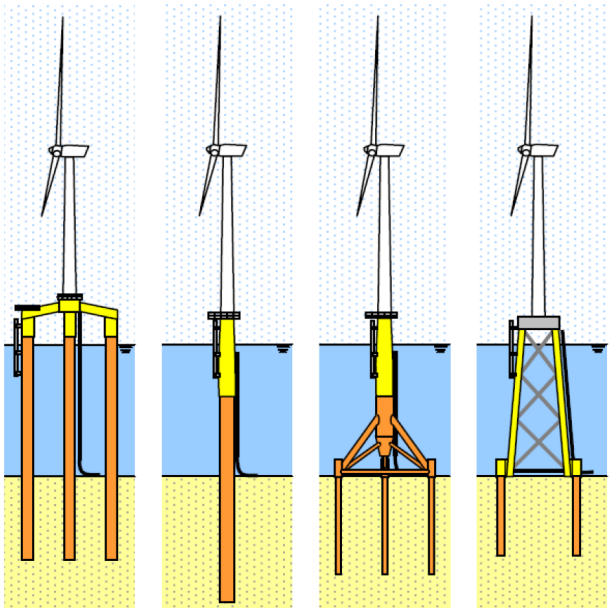
De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in Tabel 1-1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

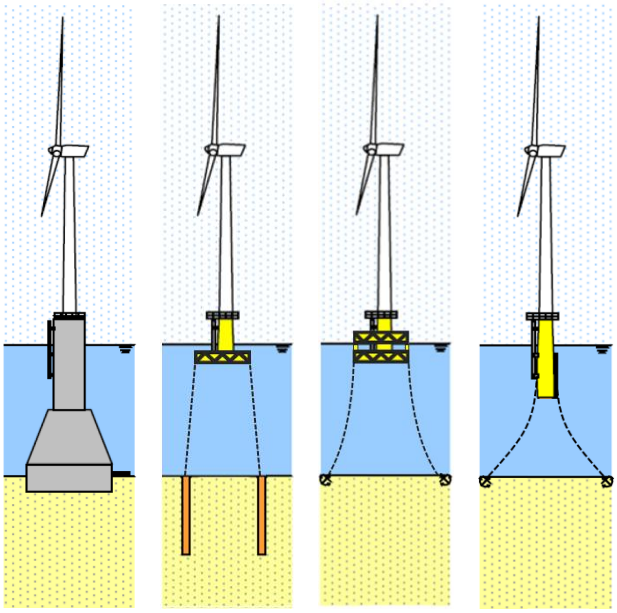
1.2 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie Figuur 1-2).

- 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 1-2 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 1-3 Voorbeeld van een tripile fundatie[2]

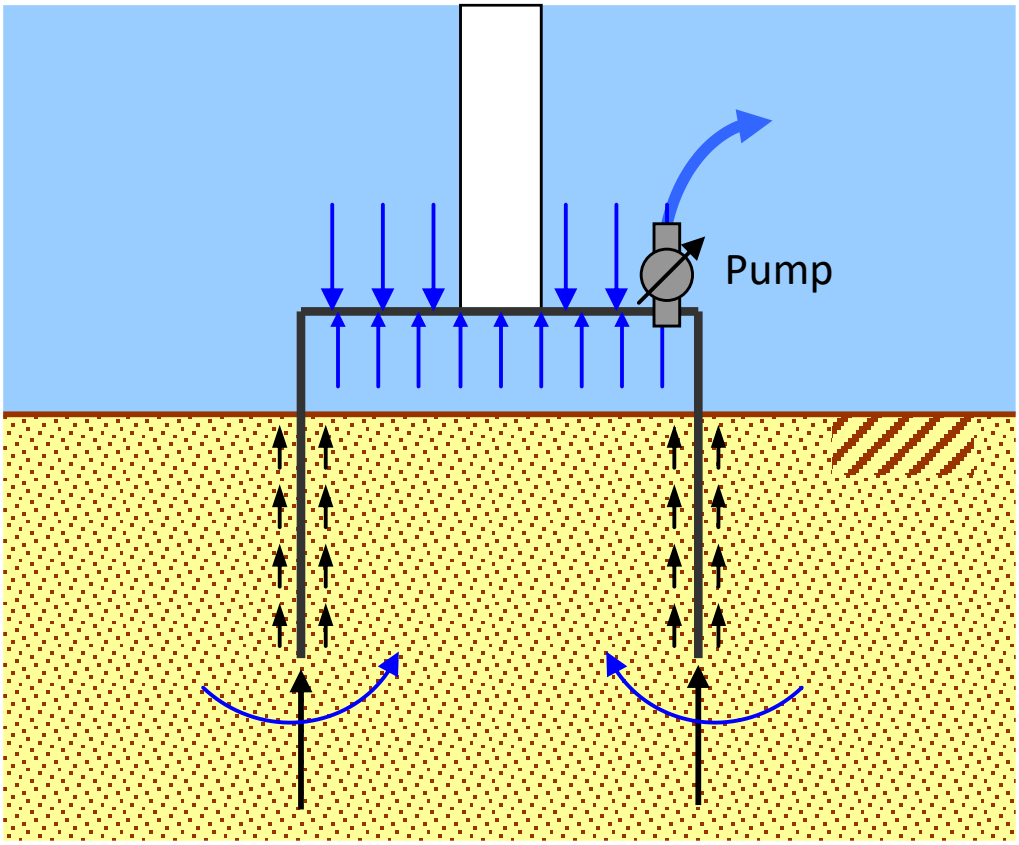
1.2.5 Gravity Based

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 1-4). 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 1-4 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.

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

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;
- 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 - Verkaveling

Nederwiek kavel I-B

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

HASKONING NEDERLAND B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 56515154

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

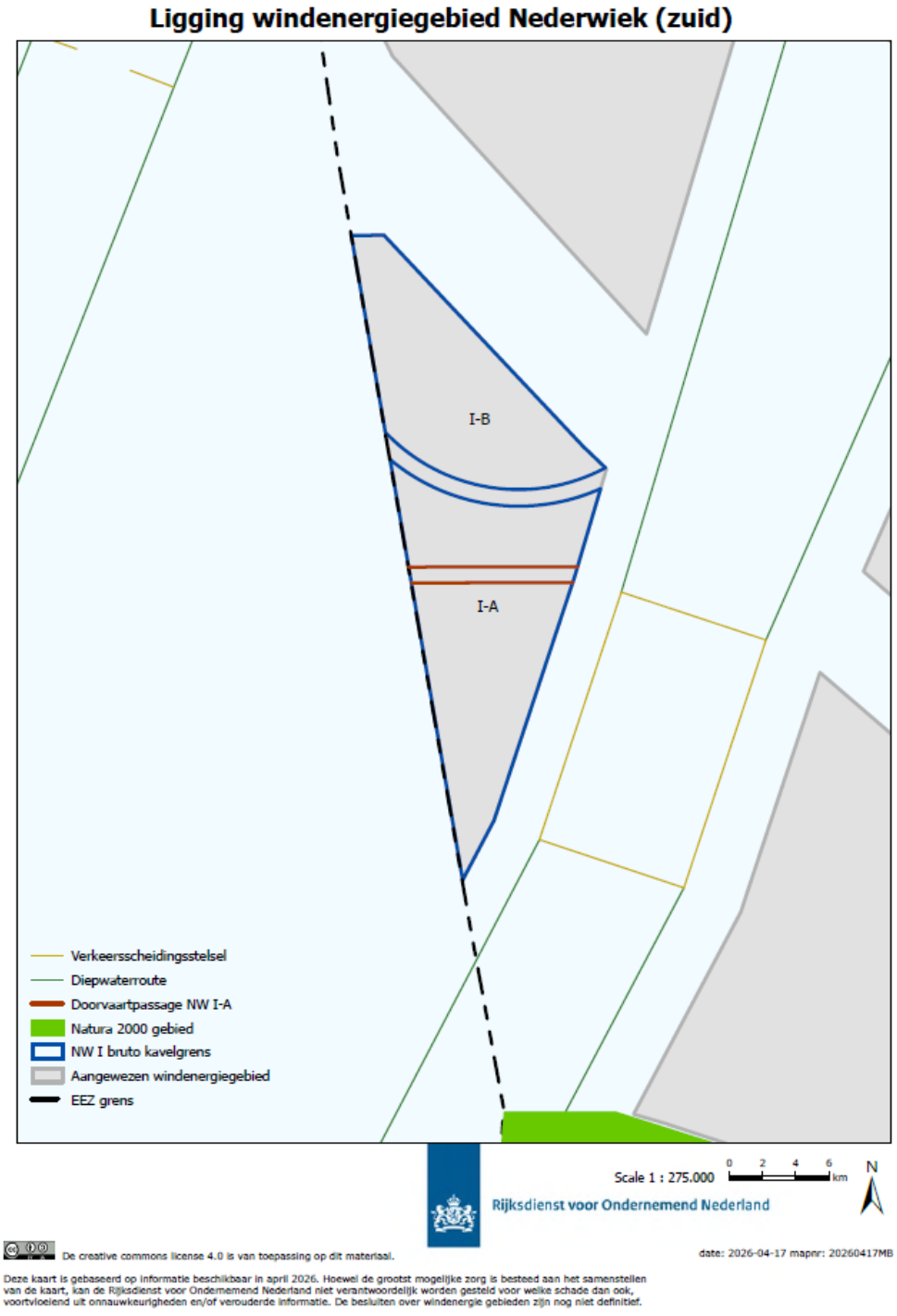
Titel document:	Bijlage 3 - Verkaveling
Ondertitel:	Nederwiek kavel I-B
Referentie:	PR3097-IB-RP-260424-1116
Uw kenmerk	
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026
Projectnaam:	MER kavel I-B Nederwiek
Projectnummer:	PR3097
Auteur(s):	Haskoning
Classificatie:	Projectgerelateerd

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning Nederland B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning Nederland B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Overzicht kavelindeling kavel I-B Nederwiek (zuid)

In onderstaande kaart is de kavelindeling van kavel I-B Nederwiek (zuid) weergegeven die is gepresenteerd in het ontwerpkavelbesluit voor kavel I-A en als uitgangspunt is genomen voor het opstellen van het Milieueffectrapport voor kavel I-B Nederwiek (zuid).



Bijlage 4 – Achtergrondrapport vogels, vleermuizen, vissen en benthos

Waardenburg Ecology

Ecologisch achtergronddocument van windenergiegebied Nederwiek (zuid) Kavel I-B

Vogels, vleermuizen, vissen en benthos



K. Bebbington, M. Vilijn, D. Barbé, G. IJntema, N. Kwant Heida, M. Boonman

Ecologisch achtergronddocument van windenergiegebied Nederwiek I-B (zuid)

Vogels, vleermuizen, vissen en benthos

K. Bebbington, M. Vilijn, D. Barbé, G. IJntema, N. Kwant-Heida, M. Boonman

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	25-371
Projectnummer:	25-0620
Datum uitgave:	27 januari 2026
Projectleider:	dr. K. Bebbington
Tweede lezers:	dr. A. Gyimesi
	Drs. K. Didderen
Opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	Opdrachtbevestiging met kenmerk PR3097-100-100
Akkoord voor uitgave:	dr. A. Gyimesi
Datum akkoord:	11 december 2025

Graag citeren als: Bebbington, K., M. Vilijn, D. Barbé, G. IJntema, N. Kwant-Heida & M. Boonman 2026. Ecologisch achtergronddocument van windenergiegebied Nederwiek I-B: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 25-371. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Trefwoorden: Omgevingswet, aanvaringen, verstoring, habitatverlies, 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 brancheverenging 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, Milieueffectrapporten (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 gebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is kavel I-B van windenergiegebied Nederwiek (zuid). 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 I-B van windenergiegebied Nederwiek (zuid). Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

Kat Bebbington	projectleiding, rapportage
Marloes Vilijn	rapportage
Debby Barbé	analyses, rapportage
Gerben IJntema	analyses, rapportage
Nienke Kwant-Heida	kwaliteitscontrole analyses, rapportage
Martijn Boonman	rapportage
Robert Middelveld	GIS-analyses, kaarten
Abel Gyimesi	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 en S. van de Bilt. Wij danken hen voor de prettige samenwerking. Daarnaast heeft de heer L. Jungerling vanuit het Ministerie van Klimaat en Groene Groei 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 10

2 Relevante wetgeving en beleid **14**

2.1 Natura 2000-gebieden 15

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden 16

2.1.2 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor broedvogels 16

2.1.3 Beschermde natuurgebieden aangewezen voor niet-broedvogels 18

2.1.4 Natura 2000-gebieden aangewezen voor habitatrichtlijnsoorten 22

2.2 Soortenbescherming 22

2.3 Natuurnetwerk Nederland 23

2.4 OSPAR-verdrag 23

2.5 Kaderrichtlijn Mariene Strategie 25

2.6 Natuurherstelverordening (NhV) 27

3 Kennisoverzicht effecten van offshore windenergie op vogels en vleermuizen **29**

3.1 Vogels 29

3.1.1 Constructiefase 30

3.1.2 Exploitatiefase 32

3.1.3 Verwijderingsfase 40

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels 40

3.2 Vleermuizen 42

3.2.1 Constructiefase 43

3.2.2 Exploitatiefase 43

3.2.3 Verwijderingsfase 44

3.2.4 Korte samenvatting voor vleermuizen 44

4 Kennisoverzicht effecten van offshore ontwikkelingen op vissen en benthos **46**

4.1 Vissen 48

4.1.1 Constructiefase 48

4.1.2 Exploitatiefase 55

4.1.3 Verwijderingsfase 63

4.1.4 Korte samenvatting voor vissen 64

4.2 Benthos 64
4.2.1 Constructiefase 65
4.2.2 Exploitatiefase 67
4.2.3 Verwijderingsfase 72
4.2.4 Korte samenvatting voor benthos 73
5 Materiaal en methoden 74
5.1 Brongegevens 74
5.1.1 Vogelsoorten 74
5.1.2 Vleermuizen 80
5.1.3 Vissen 81
5.1.4 Benthos 83
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels 84
5.2.1 Lokale zeevogels binnen en buiten broedseizoen 84
5.2.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden 89
5.2.3 Trekvogels 90
5.2.4 Toetsingscriteria en cumulatieve beoordeling 91
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen 94
5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringsslachtoffers 94
5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen 95
5.4 Effectbepaling en -beoordeling vissen 95
5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos 96
5.6 Effectbeoordeling 96
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN 98
6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied 99
6.1 Vogels 99
6.1.1 Lokale zeevogels in het algemeen waaronder lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden 99
6.1.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden 104
6.1.3 Trekvogels 116
6.2 Vleermuizen 120
6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek 120
6.2.2 Voorkomende vleermuissoorten 122
7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied 124
7.1 Algemeen 124
7.2 Vissen 125
7.2.1 Algemeen 125
7.2.2 Inktvissen 127
7.2.3 Beschermde vissen 128

7.2.4 Soortgemeenschap plangebied 132
7.3 Benthos 136
7.3.1 Algemeen 136
7.3.2 Beschermde benthos 139
7.3.3 Soortgemeenschap plangebied 142
DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD 146
8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen 147
8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering 147
8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase 148
8.2.1 Effecten op lokale zeevogels in het algemeen, lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden en trekvogels 148
8.2.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden 155
8.3 Beoordeling van effecten per offshore Natura 2000-gebied 158
8.4 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen 164
8.4.1 Aanvaringen 164
8.4.2 Overige effecten 165
8.5 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen 166
9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos 168
9.1 Effecten op vissen 168
9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase 169
9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase 170
9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase 172
9.2 Effecten op benthos 172
9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase 173
9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase 174
9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase 175
9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos 175
9.4 Effectbeoordeling KRM 176
9.4.1 KRM soorten 177
9.4.2 Descriptor 1: Biodiversiteit 178
9.4.3 Descriptor 4: Voedselweb 180
9.4.4 Descriptor 6: Integriteit zeebodem 181
9.4.5 Descriptor 11: Energietoevoer 181
9.4.6 KRM conclusie 183
10 Mitigatie 186
10.1 Vogels en vleermuizen 186
10.1.1 Constructiefase 186
10.1.2 Operationele fase 186

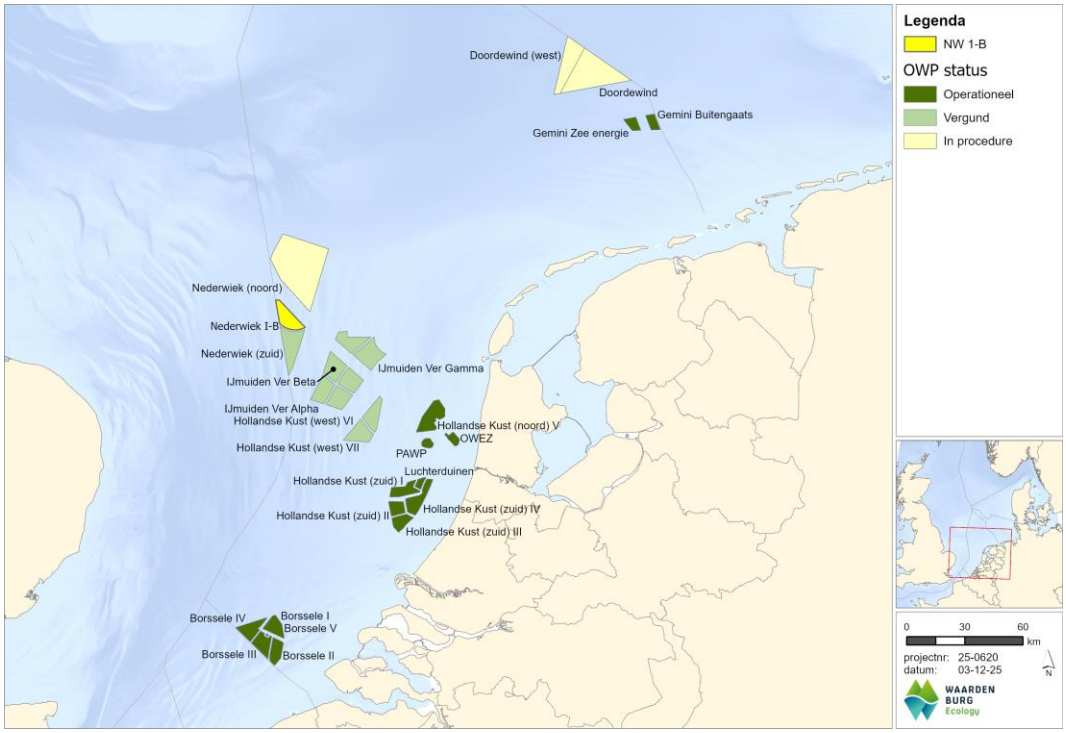
10.1.3 Verwijderingsfase 191
10.2 Vissen en benthos 192
10.2.1 Constructiefase 192
10.2.2 Operationele fase 194
10.2.3 Verwijderingsfase 194
11 Cumulatieve effecten 196
11.1 Afbakening 196
11.2 Vogels 199
11.2.1 Lokale zeevogelsoorten in het algemeen 199
11.2.2 Trekvogels 215
11.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden 217
11.2.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden 219
11.3 Vleermuizen 221
11.4 Vissen 223
11.5 Benthos 224
Literatuur 225
Bijlage I OSPAR lijst bedreigde en/of afnemende soorten 260
Bijlage II IBTS soortenlijst vis 264
Bijlage III Oceana soortenlijst vis 265
Bijlage IV MWTL bodemschaaf soortenlijst benthos 266
Bijlage V MWTL boxcore soortenlijst benthos 267
Bijlage VI Alternatieve funderingen 269
Bijlage VII Resultaten populatiemodellen nationale scenario 272

DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK

1 Voorgenomen ingreep

1.1 Plangebied

Kavel I-B van windenergiegebied Nederwiek (zuid), hierna genoemd Nederwiek I-B, ligt in de zuidelijke Noordzee op 95 km van de Noord-Hollandse kust, ten noordwesten van windenergiegebied IJmuiden Ver (Figuur 1.1). Nederwiek I-B kent een (bruto) oppervlak van ca. 110 km^2 en een maximaal opgesteld vermogen van 1,15 GW.



Figuur 1.1 *Ligging van Nederwiek I-B ten opzichte van overige offshore windenergiegebieden.*

1.2 Ontwikkeling windenergie

In Nederwiek I-B 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 1a) 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 2a).

Naast de basisalternatieven zijn per alternatief additionele inrichtingsalternatieven, de zogenaamde overplantingsalternatieven, besproken, in totaal dus vier alternatieven. In deze overplantingsalternatieven wordt met extra windturbines rekening gehouden (Alternatief 1b, en 2b; 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 dit rapport en vastgelegd in de notitie reikwijdte en detailniveau (NRD). Voor alle alternatieven zijn de funderingstypen monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket en drijvende fundering van toepassing. Dit wordt nader beschreven in het onderstaande tekstkader.

Tabel 1.1 *Windparkparameters voor Alternatief 1a en 2a (respectievelijk minimum en maximum alternatief), en hun overplantingsalternatieven (Alternatieven 1b en 2b) voor Nederwiek I-B.*

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Turbine tiplaagte (m)	Rotordiameter (m)	Ashoogte (m)
1a	15	67	25	236	143
1b	idem	76	idem	idem	idem
2a	20	50	25	280	165
2b	idem	57	idem	idem	idem

Alternatieve funderingen

In voorliggend document wordt uitgebreid ingegaan op de effecten van de inzet van de traditionele monopile als fundering voor de turbines. Deze fundering is vooralsnog het enige type dat in de Nederlandse Noordzee is toegepast en hier is al veel onderzoek naar gedaan. De *gravity based* fundering (GBF) valt ook binnen de te onderzoeken bandbreedte en is in andere delen van Europa beperkt toegepast. Deze fundering met erosiebescherming beslaat een groter oppervlak dan een monopile met omringende erosiebescherming (Esteban *et al.* 2019). Daarbij moeten ook egalisatiewerkzaamheden plaatsvinden voorafgaand aan de installatie van deze fundering. De aanname is dat de erosiebescherming dezelfde voetafdruk heeft als de te plaatsen erosiebescherming. Byford *et al* (2014) toonden aan dat de benthos soortgemeenschap snel herstelt van de aanleg van GBF. Dit ondersteunt de aanname dat vooralsnog de monopile het grootste effect heeft op benthische soorten en habitats (Horwath *et al.* 2020) (bijlage VI). Er zijn nog meer alternatieve vaste funderingstypes die vallen binnen de te onderzoeken bandbreedte: (1) *Multi pile*: bij deze fundering worden meerdere funderingspalen per windturbine gebruikt. Deze palen zijn van een kleiner formaat dan de funderingspaal van een monopile en worden in drie verschillende ontwerpen opgezet: tripod, tri pile en jacket fundering. De eerst twee funderingstypes bestaan uit drie pijlers die de centrale verticale buis van de turbine ondersteunen. De laatste funderingstype bestaat uit vier pijlers. (2) *Suction bucket*: bij deze fundering wordt de windturbine geplaatst op een structuur met drie “emmers die zich door middel van onderdruk vastzuigen in de bodem. Er bestaan ook drijvende funderingstypes, bijvoorbeeld spar, semi submersible, tension leg en barge.

Daarnaast is er een opkomst van hybride funderingen, waarbij naar combinaties van structuren wordt gezocht. Zo brachten Wang *et al.* (2022) de combinatie van monopile en gravity based onder de aandacht en Anderson (2017) bekeek de combinatie van monopile met jacket. Vanwege de beperkte beschikbaarheid van informatie over de effecten van deze overige funderingstypes, en ervan uit gaande dat deze minder negatieve effecten met zich meebrengen (Horwarth *et al.* 2020), wordt een aantal van deze alternatieve funderingstypes in bijlage VI verder toegelicht en beoordeeld voor zover mogelijk.

Alternatieve installatietechnieken

In voorliggend document wordt uitgegaan van de conventionele manier van heien. Hierop is 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, doordat er minder geluid vrijkomt bij deze techniek (zie hoofdstuk 4 voor het effect van (hei)geluid). Vibro piling kan echter veelal slechts tot een bepaalde bodemdiepte worden ingezet, waarna het laatste deel alsnog geheid moet worden (Koschinski & Lüdemann 2020, van Dorp *et al.* 2022). Dit is het deel van het heien dat het meeste geluid produceert.

Vissen kunnen daarnaast mogelijk negatief beïnvloed worden door de trillingen van het vibro piling. Of de voordelen van vibro piling voor vissen opwegen tegen de nadelen moet nog nader onderzocht worden. In dit achtergrondrapport wordt niet verder ingegaan op deze methode van heien. In de achtergrondrapportage over zeezoogdieren en onderwatergeluid, die als bijlage bij het MER voor kavel I van windenergiegebied Nederwiek I B is gevoegd, staat meer informatie over deze alternatieve installatietechniek (Heinis *in prep*).

Daarnaast zijn er meerdere installatietechnieken in de ontwikkelings of pilot fase om de akoestische impact tijdens het installeren van funderingen te verminderen. Hiertoe behoren vibrojetting (trilling en plaatsing door fluïdisatie van de bodem), GDP (Gentle Driving of Piles) voor geleidelijke, laag energetische heitechniek, blue piling (drukgestuurde waterpulstechniek) en hydro dampers (hydraulische demping van slagenergie).



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 Omgevingswet (voorheen: Wet natuurbescherming)[1]. In het kavelbesluit ligt de finale toestemmingsverlening verankerd. Er zijn daarmee voor het thema natuur geen aparte omgevingsvergunningen op grond van de Omgevingswet (hierna: Ow) vereist. Dit neemt niet weg dat voor windenergie op zee dezelfde natuurbeschermingsnormen gelden als voor andere ingrepen, met mogelijk effecten op beschermde soorten en gebieden.

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 2024 zijn soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de Omgevingswet (Ow), zodoende ook voor de soorten die voorkomen in Nederwiek I-B. 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.

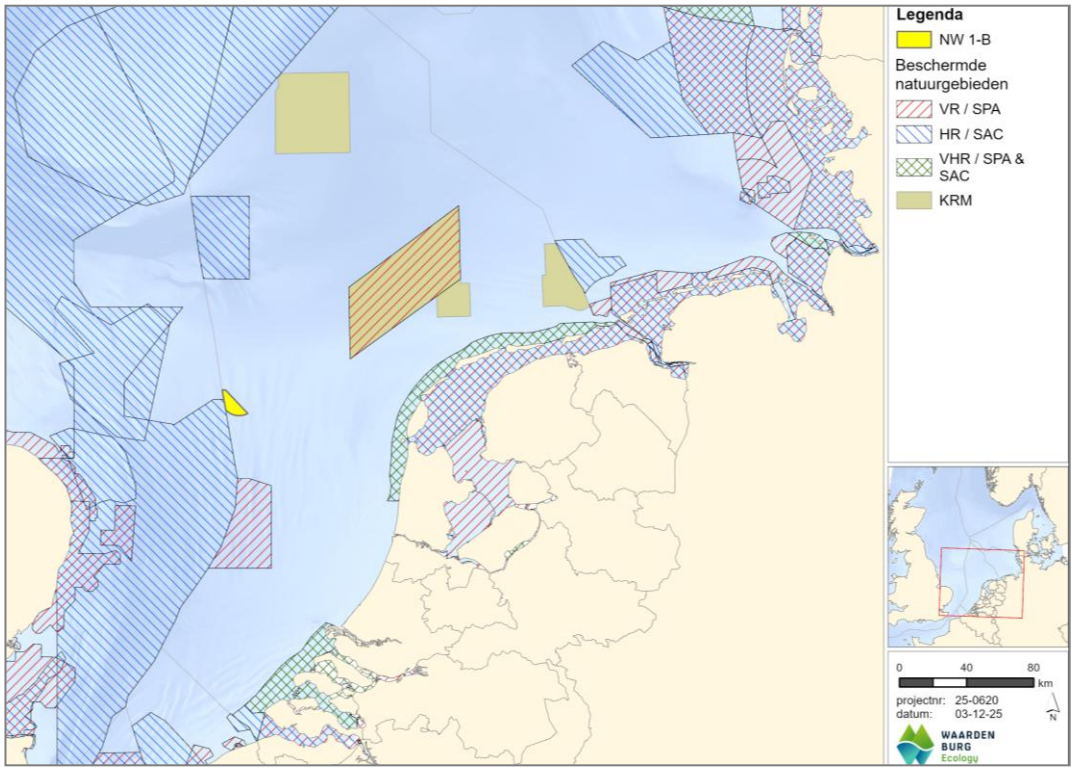
De constructie en de exploitatie van een windpark kunnen diverse effecten hebben op de in de omgeving aanwezige flora en fauna. Deze effecten worden in dit rapport uiteengezet en getoetst. Er worden drie fasen onderscheiden waarin effecten op kunnen treden:

[1] De Wet natuurbescherming is per 1 januari 2024 opgegaan in de Omgevingswet.

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

2.1 Natura 2000-gebieden

In dit hoofdstuk wordt eerst de wet- en regelgeving nader toegelicht. Daarna wordt 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.



Figuur 2.1 *Overzicht van de locatie van Nederwiek I-B 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.*

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden

De constructie of de exploitatie van een windpark kan negatieve effecten hebben op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van één of meer Natura 2000-gebieden. Zodoende kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

Onderdeel van voorliggend rapport is een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (https://www.natura2000.nl/index.php/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 desbetreffende 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?

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 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, Nederwiek I-B bereiken en daardoor effecten ondervinden van het windpark. 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 Nederwiek I-B op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange (zie §6.1.2). Volledig buiten beschouwing gelaten worden Natura 2000-gebieden waaruit geen enkele beschermde soort in Nederwiek I-B terecht kan komen of waarvoor geen slachtoffers worden voorspeld. 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 IHD (Tabel 2.1). Het gebied ligt op *ca*. 95 km van Nederwiek I-B. Van de broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat deze kans heeft om in Nederwiek I-B terecht te komen (Woodward *et al.* 2024).

Tabel 2.1 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen). In vet de soorten die 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 IHD (Tabel 2.2). Het gebied ligt op *ca*. 111 km van Nederwiek I-B. Van de broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten, gericht op open zee, dat deze kans heeft om inNederwiek I-B terecht te komen (Woodward *et al.* 2024).

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 vet de soorten die 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 IHD (Tabel 2.3). Het gebied ligt op *ca*. 97 km van Nederwiek I-B. Van de broedvogelsoorten maakt alleen de kleine mantelmeeuw dusdanig lange foerageertochten, gericht op open zee, dat deze kans heeft om in Nederwiek I-B terecht te komen (Woodward *et al.* 2024).

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 vet de soorten die 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 IHD gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 2.4). Het gebied ligt op *ca*. 226 km van Nederwiek I-B dus 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 CliffsNederwiek I-B 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 Nederwiek I-B als incident beschouwd kan worden. Verder behandelen we alleen vogelsoorten waarvan buiten het broedseizoen tenminste 1 slachtoffer wordt verwacht in Nederwiek I-B 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 Nederwiek I-B liggen dat effecten van habitatverlies op voorhand zijn uitgesloten.

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 Nederwiek I-B 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 Nederwiek I-B. Effecten van Nederwiek I-B als gevolg van habitatverlies op gebieden op dergelijke afstanden kunnen op voorhand uitgesloten worden. Aanvaringen van niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden kunnen wel in Nederwiek I-B als externe werking optreden. Zeevogels leiden namelijk buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee en zodoende kunnen vogels uit beschermde natuurgebieden over de hele Noordzee in theorie in Nederwiek I-B terecht komen, potentieel leidend tot een aanvaring met de windturbines. Vanwege de grote afstand tussen deze beschermde natuurgebieden en Nederwiek I-B zal dit gebied niet tot het reguliere leefgebied van deze vogelsoorten 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 optreden in gebieden die aanzienlijk verder weg liggen.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor 6 niet-broedvogelsoorten met een IHD gericht op behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 2.5). In de toekomst wordt dit gebied mogelijk voor meer vogelsoorten aangewezen; die vogelsoorten zijn in Tabel 2.5 schuingedrukt benoemd. Voor deze soorten is nog geen IHD opgesteld, daarom worden deze in voorliggende rapportage beoordeeld op effecten op het aanwijzen van deze soorten voor dit Natura 2000-gebied. Het gebied ligt op ca. 37 km van Nederwiek I-B, waardoor effecten van het windpark op beschermde niet-broedvogelsoorten, die dit N2000-gebied als leefgebied hebben, mogelijk zijn. Effecten op dit Natura 2000-gebied worden daarom verderop in dit rapport beoordeeld.

Tabel 2.5 *Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank. In vet de soorten die in deze rapportage worden besproken. In cursief de soorten waarvoor Bruine Bank mogelijk in de toekomst aangewezen gaat worden, maar momenteel geen IHD's kennen (zie tekst).*

Niet broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	**grote mantelmeeuw (behoud)**	**zeekoet (behoud)**
grote jager (behoud)	**dwergmeeuw (behoud)**	**alk (behoud)**
noordse stormvogel	***zilvermeeuw***	***visdief***
drieteenmeeuw	***stormmeeuw***	***roodkeelduiker***
kleine mantelmeeuw	***grote stern***	

Friese Front

Het Friese Front is alleen aangewezen voor de **zeekoet** als niet-broedvogelsoort met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Nederwiek I-B ligt op *ca*. 69 kilometer van het Friese Front. Effecten op deze IHD worden later beoordeeld.

Noordzeekustzone

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen voor 18 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 2.6). Nederwiek I-B ligt op *ca*. 87 km van Noordzeekustzone en daarmee buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het 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. Uitzondering hierop is de dwergmeeuw waarvoor een (kwalitatieve) IHD ('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. In vet de soorten die in deze rapportage worden besproken.*

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 IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 2.7). Nederwiek I-B ligt op *ca*. 133 km van Voordelta en daarmee buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het 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. Uitzonderingen hierop zijn de dwergmeeuw en grote stern waarvoor een (kwalitatieve) IHD ('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. In vet de soorten die in deze rapportage worden besproken.*

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, per soortgroep, 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 Nederwiek I-B 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

Nederwiek I-B ligt op ca. 66 kilometer afstand van Klaverbank. De Klaverbank is aangewezen als habitatrichtlijngebied en aangewezen voor het habitattype H1170 Riffen van open zee en de zeezoogdieren bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond.

Alle habitatrichtlijngebieden in de Noordzee zijn aangewezen voor bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond behalve het Britse voormalige Natura 2000-gebied Southern North Sea dat alleen voor bruinvis is 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, zeeprik, rivierprik en fint alle met een uitbreidingsdoelstelling. Voor de Voordelta betreft het dezelfde vissoorten, plus de vissoort elft, ook alle 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.

De Klaverbank met het beschermde habitattype riffen (H1170) ligt op 66 km afstand het meest dichtbij. De aanwijzing heeft betrekking op bijzondere ecologische waarden door *lokaal* aanwezige (a)biotische kenmerken, waaronder de waterdiepte en een bodemsamenstelling van grof zand en stenen met een unieke rifgemeenschap. Vanwege de aanzienlijke afstand van Nederwiek I-B tot dichtstbijzijnde Natura 2000-gebieden met beschermde habitattypen worden deze beschermde habitattypen en corresponderende typische soorten niet meegenomen in de huidige beoordeling.

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

Bij de realisatie van Nederwiek I-B moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied, en vanuit de zorgplicht ook met andere in het wild levende niet beschermde soorten.

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 Ow. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windpark?
- 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?
- 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?

2.3 Natuurnetwerk Nederland

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en daarmee ook Nederwiek I-B, 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 ten uitvoering gebracht via bijvoorbeeld de

Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Om deze reden wordt het OSPAR-verdrag niet los beschouwd in onderhavig rapport, maar wordt 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 (*Anguilla anguilla*) 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*). De purperslak is een ondiepe kustsoort die naar verwachting niet voorkomt in het plangebied. De noordkromp en platte oester zijn soorten die voornamelijk in het noordelijk deel van de Nederlandse Noordzee voorkomen (Witbaard *et al.* 2013, Herman & Rees 2022). Aangezien Nederwiek nog vrij zuidelijk ligt worden deze soorten niet verder behandeld in voorliggende effectenbeoordeling. Het tekstvak hieronder verschaft aanvullende informatie over deze twee soorten welke kwetsbaar zijn voor de verdere ontwikkelingen van offshore windparken.

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 spinulosa* (gestekelde zandkokerworm). Voor *Sabellaria* moet onderscheid worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-riffen, 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 binnen 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. TNO zal side scan sonar beelden van Nederwiek I-A en I-B analyseren op het voorkomen van biogene structuren. De resultaten hiervan worden in het voorjaar van 2026 verwacht en dienen te worden meegenomen in het definitieve MER. Dergelijke onderzoeken maken tevens onderdeel uit van het MONS programma[1].

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

[1] Het MONS programma (Monitoring-Onderzoek-Natuurversterking-Soortbescherming) is een Nederlands onderzoeksprogramma met als doel te onderzoeken hoe het veranderende gebruik van de Noordzee past binnen de ecologische draagkracht van de Noordzee.

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). Aan elke descriptor zijn goede milieutoestanden, huidige milieutoestanden en milieudoelen gekoppeld. Hoewel de richtlijn voorzag dat de goede milieutoestand in 2020 bereikt had moeten zijn, is dit in de praktijk niet gehaald.

Rijkswaterstaat is namens de Minister van Infrastructuur en Milieu verantwoordelijk voor de vergunningverlening en toetst vanaf 2012 de vergunningaanvragen aan de KRM. In een aanvraag voor een Omgevingsvergunning wordt aan elke relevante descriptor getoetst. Vooralsnog ontbreekt een definitief beoordelingskader met betrekking tot de kwalitatieve beoordeling van deze descriptoren ten opzichte van offshore activiteiten. 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 KRM-doelen overeenkomen met de Ow-doelen. Een windpark in Nederwiek I-B 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. 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.
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 en 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, voor zover deze bekend zijn, komen voor in normale dichtheden en diversiteit en op niveaus die de dichtheid van de soorten op lange termijn en het behoud van hun volledige voortplantingsvermogen garanderen.
5	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring is tot een minimum beperkt, met name de schadelijke effecten ervan zoals verlies van de biodiversiteit, aantasting van het ecosysteem, schadelijke algenbloei en zuurstofgebrek in de bodemwateren.
6	Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn en dat met name bentische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast.

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 vier descriptoren behandeld en beoordeeld die direct toepasbaar zijn op vissen en benthos. Het gaat hierbij om descriptor 1 (biodiversiteit), descriptor 4 (voedselweb), descriptor 6 (integriteit zeebodem) en descriptor 11 (energietoevoer). Een significant effect op de overige zeven indicatoren kunnen ook een indirect effect hebben op vissen en benthos. Deze overige descriptoren worden in het MER behandeld en hierin wordt ook getoetst aan de descriptoren.

Descriptor 3 is gericht op commerciële (vis)soorten en, hoewel deze kunnen voorkomen in het plangebied, wordt er niet verder ingegaan op deze descriptor. Deze descriptor 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). Descriptor 7 (hydrografische eigenschappen) wordt in dit document niet beoordeeld bij de KRM-beoordeling (§9.4) omdat het hierbij gaat om mogelijke indirecte effecten op vissen en benthos. Wel wordt de mogelijke invloed van het *wake*-effect beschreven voor vissen (§4.1) en benthos (§4.2).

De descriptor onderwatergeluid (11) is vooralsnog vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren. Dit wordt behandeld in de achtergrondrapportage over onderwatergeluid en zeezoogdieren, opgesteld door HWE (Heinis *in prep*). In voorliggende rapportage worden onderwatergeluid en elektromagnetische velden (EMV) behandeld onder descriptor 11 in relatie tot vis en benthos.

De volgende overkoepelende goede milieutoestanden zijn geformuleerd voor descriptoren 1, 4, 6 en 11:

Zeevogels worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid van populaties op de lange termijn is gegarandeerd (descriptor 1).
Vispopulaties worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd (descriptor 1).
Populaties van koppotigen worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd (descriptor 1).
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 (descriptor 4).

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 (descriptor 6).
De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, ligt op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent (descriptor 11).
Er zijn op dit moment drie KRM-gebieden: Centrale Oestergronden, Borkumse Stenen en Friese Front. Deze liggen op geruime afstand van Nederwiek I-B. Binnen het KRM zijn geen beschermde vis- of benthossoorten aangewezen en ook geen IHD's geformuleerd. Binnen het KRM is een programma van maatregelen opgesteld voor 2022 - 2027, als onderdeel van de biodiversiteitsdescriptor (descriptor 1). Hierin is wel 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 dat 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).

Eén van de milieudoelen, vallend onder descriptor 1 (biodiversiteit), wordt in het bijzonder toegelicht: terugkeer en herstel van biogene riffen, waaronder platte oesterbanken. Biogene riffen, zoals ook zandkokerworm (*Sabellaria*)-riffen 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 hoofdstuk 2.4.

Aan de hand van bovengenoemde KRM-doelstellingen wordt in voorliggend document conform descriptor 1 extra aandacht besteed aan de kabeljauw, Europese aal, kraakbeenvissen en *Sabellaria*-riffen. 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 Ow beschermd. In hoofdstuk 9.4 wordt de effectenbeoordeling voor deze soorten samengevat, evenals een beoordeling van descriptoren 1, 4, 6 en 11.

2.6 Natuurherstelverordening (NhV)

De EU-Natuurherstelverordening (Verordening EU/2024/1991) is een Europese wet die bindende doelstellingen vastlegt voor het herstel van biodiversiteit binnen de Europese Unie. De verordening heeft als doel om uiterlijk in 2030 ten minste 20% van de land- en zeegebieden te herstellen, en tegen 2050 alle aangetaste ecosystemen. Lidstaten zijn verplicht om nationale herstelplannen op te stellen waarin zij aangeven hoe zij deze doelstellingen zullen behalen, onder meer door het herstel van habitats, bossen,

moerassen en stedelijke gebieden. In Bijlage II staan de mariene habitattypen opgenomen waarvoor herstelmaatregelen genomen dienen te worden. Hieronder vallen onder andere zachtsubstraat en hardsubtraat habitats. Onder dit laatste habitat vallen ook biogene riffen, zoals mossel- en oesterbanken, die belangrijke habitats vormen voor tal van mariene soorten. Deze structuren dragen bij aan biodiversiteit, waterkwaliteit en ecosysteemherstel, en zijn daarom ook binnen de NHV van betekenis. Daarnaast is het NHV ook van toepassing op soorten waarbij bijgedragen moet worden aan herstel van de populatieomvang, verminderen van sterfte door menselijke activiteiten en herstel van migratie- en foerageerroutes.

Op dit moment is LVVN bezig met het opstellen van een nationaal natuurherstelplan dat naar verwachting in 2026 uitkomt. Het plan zal een Nederlandse omschrijving en definitie bevatten van de te beschermen habitats.



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; voor een nadere beschrijving van deze fases, zie het hoofddocument van de MER van Nederwiek I-B) 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: langsvliegende) 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 daadwerkelijke 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. Er zijn tekenen dat bepaalde soorten ook kunnen wennen aan offshore windparken, waardoor het niveau van vermijding, en dus habitatverlies, af kan nemen (Vanermen *et al.* 2021). Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat habitatverlies even lang duurt als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering.

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.* 2022a). 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 onder andere de voedselvoorziening van de daar levende vogels. Concrete effecten hiervan zijn (nog) niet aangetoond, maar op basis van expert beoordeling zijn effecten op voorhand niet uit te sluiten.

3.1.1 Constructiefase

Aanvaringen

Met name in het donker kunnen aanvaringen van vogels voorkomen met sedentaire objecten, zoals turbines en stilliggende schepen, 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 aanwezigheid van schepen die gedurende de gehele constructiefase 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. Ten slotte, zogenoemde “skyglow”, of algemene lichte kleur van de lucht door de aanwezigheid van schepen en andere lichtbronnen tijdens constructie, vermindert de zichtbaarheid van de sterren dat veel migrerende dieren gebruiken voor navigatie tijdens hun trek (Foster et al. 2018, Walsh et al. 2025). 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 tijdens de constructiefase is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Omdat de bouw van de afzonderlijke windparken met een enkel of klein aantal schepen gebeurt, dat in de meeste gevallen niet in dezelfde periode zal plaatsvinden, en niet overal met dezelfde lichtintensiteit gepaard gaan, zullen de cumulatieve effecten tegen de bestaande lichteffecten op de Noordzee verwaarloosbaar zijn.

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, naar gelang de bouw van het park vordert.

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. Andere activiteiten werden gedurende een langere periode dan het heien uitgevoerd waarbij niet kan 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, of een deel van het jaar, 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 gegeten worden door aaseters. Slechts drie studies rapporteren waarnemingen van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Skov *et al.* (2018) meldden voor metingen overdag (in het algemeen bij gunstige zichtomstandigheden) in 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 tweede 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 windsnelheden kunnen uitwijkgedrag beïnvloeden (Tjørnløv *et al.* 2023).

Recente resultaten uit de Verenigde Staten laten zien dat ook voor een breder scala aan soorten de aanvaringskans laag kan zijn: bij meer dan 1500 waarnemingen van vogels en vleermuizen nabij turbines op zee in Virginia, zijn er geen aanvaringen gedetecteerd door camera's, akoestische sensoren en radiozendermetingen – hoewel slechts over een periode van 6 maanden (Willmott *et al.* 2023).

Vanwege de algemene 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 grote invloed op de uitkomsten van rekenmodellen (Johnston *et al.* 2023). 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 die een grote impact op de uitkomsten heeft, is het soortspecifieke uitwijkpercentage. Daarom wordt uitwijking hieronder in meer detail behandeld.

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.

<u>Macro-uitwijking</u>

Trekkende landvogels

In diverse onderzoeken is een verschil in uitwijking vastgesteld tussen dag en nacht. Overdag bleken trekkende vogels rond het windpark Nysted in Denemarken 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) dan overdag (1,5-3,5 km) voordat uitwijking plaatsvond (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 geconcludeerd dat een groot deel van trekkende vogels op rotorhoogte vliegen (mediaan hoogte 286 m en 134 m in respectievelijk windparken Borssele en Luchterduinen (Bradaric *et al.* 2024). Van het onderzoek werd duidelijk dat verticale uitwijking van turbines niet aan de orde is, maar horizontale uitwijking zou ervoor kunnen zorgen dat vogels die op rotorhoogte vliegen, windmolenparken toch kunnen vermijden. 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 & Guillemette 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.

Zeevogels

Krijgsveld *et al.* (2011) vonden in windpark OWEZ de grootste (>99%) uitwijking bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in windpark OWEZ lag 28% lager dan buiten het windpark (Krijsveld *et al.* 2011). 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. In een Wozep onderzoek in windpark Luchterduinen is ook significante macro-uitwijking gemeten voor de grote stern, zeekoet/alk en jan-van-gent (Leemans *et al.* 2023a). In Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen (Hill *et al.* 2014a). Gyimesi *et al.* (2018) 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.

Afwijking op macro-schaal lijkt echter heel soort- en locatie-specifiek te zijn. Bijvoorbeeld, geen uitwijking werd vastgesteld in windpark OWEZ voor aalscholver en de meeste meeuwensoorten (Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014a), en voor aalscholver werd er zelfs significante aantrekking vastgesteld in windpark Luchterduinen (Leemans *et al.* 2023). Recente studies melden aantrekking op macro-schaal voor meerdere meeuwensoorten, inclusief drieteenmeeuwen (Pollock *et al.* 2024), en kleine mantelmeeuwen (Johnston *et al.* 2022). Recente resultaten uit België laten zien dat meerdere sternsoorten niet uitwijken voor windparken, en juist gebruik maken van structuren binnen windparken als rustplekken en foerageergebieden tijden hun voorjaarmigratie (Stienen *et al.* 2024). Dit gedrag zou mogelijk negatieve implicaties kunnen hebben voor de kans op aanvaring voor zulke vogels, hoewel de auteurs de vraag opwerpen of sterns zich inmiddels hebben aangepast om veilig te kunnen navigeren binnen de windpark landschap (Stienen *et al.* 2024).

<u>Meso- en micro-uitwijking</u>

Recentelijk is op basis van gedetailleerde radarmetingen in offshore windparken vastgesteld dat vogels relatief dicht bij de rotors pas meso-uitwijking vertonen, in ordegrootte van enkele tientallen tot honderden meters (Thaxter *et al.* 2018; Skov & Tjørnløv 2022; Leemans *et al.* 2023; Tjørnløv *et al.* 2023). Het niveau van soortspecifieke meso-uitwijking varieert dan in de ordegrootte van 40-70% (Leemans *et al.* 2022a; Tjørnløv *et al.* 2023). Na deze uitwijking op het meso niveau (hele turbinerijen), kunnen vogels ook individuele turbines vermijden (micro-uitwijking). Krijgsveld *et al.* (2011) stelden eerder op basis van radar- en visuele waarnemingen al 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 binnen windpark 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%). Een zeer recent verschenen studie toont zelfs nog hogere uitwijkpercentages voor trekvogels aan, maar die zijn op een kustlocatie gemeten (Liedtke *et al*. 2025).

Dankzij recente ontwikkeling in technologie en sensoren die op windturbines bevestigd kunnen worden, komen er nieuwe inzichten in het gedrag van vogels in windparken op het kleinste niveau. Multi-sensor systemen die op offshore windturbines in Virginia (VS) in gebruik zijn, laten een mogelijk nieuwe soort afwijkend gedrag zien: nano-afwijking. Willmott et al. (2023) beschrijven afwijking van vogels (en vleermuizen) binnen 1 m van individuele turbinewieken. Deze zogenoemde nano-afwijking kan, volgens de auteurs, van groot belang zijn in de volgende generatie van aanvaringsmodellen (Willmott et al. 2023).

Invloed van verlichting

Licht van turbines met een gemiddeld verlichtingsniveau is, tot ca. 10 km afstand van het windpark, helderder dan de helderste ster in de nachthemel en is voor de menselijke oog tot ca. 38 km afstand nog zichtbaar (Bará & Lima 2024). Deze verlichting kan een aantrekkende werking hebben, vooral op nachtelijk trekkende vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), wat kan leiden tot een verhoogd aantal aanvaringen. Kleur en intensiteit van het licht zijn van groot belang. Rebke *et al.* (2019) concludeerden dat continu schijnend groen, blauw en wit licht aanzienlijk meer vogels aantrekken dan continu rood licht onder bewolkte omstandigheden. Poot *et al*. (2008) kwamen echter tot de conclusie dat ook rood licht een aantrekkende werking heeft, en daarmee kan geen eenduidige conclusie getrokken worden over het effect van lichtkleur. Verder bleek dat dat een knipperend rood licht minder aantrekking zal veroorzaken dan een continu schijnend wit licht.

Barrièrewerking

Veel soorten vogels wijken uit bij nadering van een windpark op zee of op land om zo langs het park (Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov *et al.* 2018). De gevolgen van dit macro-uitwijkgedrag kunnen leiden tot omvliegen en derhalve tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Deze additionele energetische kosten worden barrièrewerking genoemd. Verder kunnen windparken een dusdanige barrière op vliegroutes vormen dat omvliegen niet meer loont en daarmee niet alleen het windparkgebied, maar ook de achterliggende gebieden als habitat verloren gaan.

Barrièrewerking kan zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. 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 voor lokale vogels 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. Binnen het KEC wordt momenteel onderzocht hoe deze kennisleemte gevuld kan worden (IJntema in prep.).

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière-ervaring van soorten (Larsen & Guillemette 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 waar turbines veelal ± 1 km uit elkaar staan. 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. Recente data van meerdere windparken op de Noordzee laten inderdaad zien dat grote sterns windparken met grote tussenruimte minder vermijden (van Bemmelen *et al.* 2024a). 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. Zo is bijvoorbeeld bij een studie over de vliegpaden van eiders rondom een offshore windpark gebleken dat een opening in de lengterichting (400 m) meer benut werd dan de openingen in de dwarsrichting (200 m). 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 onderwater geluidsniveaus 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).
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.

Aanwezigheid turbines
Onderzoek naar de effecten van de aanwezigheid van turbines kan worden uitgevoerd door de dichtheden van vogels in het windpark te vergelijken met dichtheden op dezelfde locatie voor de komst van het windpark. Hierbij worden ook dichtheden rondom het windpark betrokken, om uitwijking te kunnen detecteren. 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 vermijden (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 (Petersen & Fox 2007). Deze soorten meden 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). Uit recent onderzoek in Nederland vastgesteld dat zeekoeten een offshore windpark minimaal tot 10 km afstand vermijden (Grundlehner *et al.* 2025) en in Duitsland bleek dat zeekoeten windparken zelfs tot een afstand van 19,5 km vermijden (Peschko *et al.* 2024).

Sterns bleken een Deens windpark park 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). 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.

Niet voor alle soorten wordt een eenduidig beeld verkregen, en sommige soorten (op sommige locaties) zijn zelfs aangetrokken door windparken. 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 (Mendel et al. 2014). Kleine mantelmeeuwen bleken gebruik te maken van windpark OWEZ 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 (Leopold *et al.* 2013b). Het bleek dat het windpark met name een aantrekkende werking heeft op aalscholvers. Ook in de post-constructie monitoring van PAWP en OWEZ werd aantrekking gevonden voor aalscholver (Leopold *et al.* 2013b). 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. Vergelijkbare resultaten leverden de onderzoeken Thaxter *et al.* (2018) en Gyimesi *et al.* (2018) op basis van data van vogels uitgerust met GPS-zenders. Met een nieuwe berekeningsmethode die rekening houdt met temporeel variatie in vogeldichtheid, hebben Trinder *et al.* (2024) laten zien dat dichtheden van alk, zeekoet, papegaaiduiker en drieteenmeeuw onafhankelijk zijn van de aanwezigheid van windparken, terwijl jan-van-gent vertoond afwijking/verstoringspatronen die al eerder vermeld zijn voor deze soort (Trinder *et al.* 2024).

Er zijn indicaties dat een deel van de bovengenoemde variatie in de mate van habitatverlies van zeevogels kan worden verklaard door de configuratie van een windpark (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). Grote sternen blijken ook minder habitatverlies te ervaren in windparken met meer tussenruimte tussen turbines (van Bemmelen *et al.* 2024a).

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). In een meta-analyse van 39 studies over vermijding en verstoring in Europese mariene wateren, hebben Lamb *et al.* (2024) laten zien dat de kans dat een gegeven studie een verstorings- of vermijdingseffect vindt het hoogst is in het broedseizoen, en het laagst in studies die voor het hele jaar een cumulatieve berekening maken. Dit resultaat geeft verder bewijs dat het gedrag van vogels rondom en binnen windparken sterk afhankelijk is van hun seizoensgebonden eisen en motivaties.

Ook op een langere tijdsschaal zijn 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). In windpark Borssele wijst een toename in de dichtheid van zeekoeten en alken gedurende de operationele fase op mogelijke gewenning van deze soorten (Leemans *et al.* 2024a). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning zal optreden is nog onduidelijk, evenals welk aspect van het windpark op zee verstoring vooral teweegbrengt. Als dit ‘onrust aan de horizon’ zou zijn, lijkt gewenning op termijn in principe mogelijk als het om dezelfde exemplaren gaat.

Indirecte effecten

Conform de NRD wordt het uitgangspunt gehanteerd dat actieve visserij in Nederwiek I-B niet zal worden toegestaan. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect kan hebben 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 ten opzichte van de nulsituatie zonder windpark. Daar staat tegenover dat als de visserij uit het windpark geweerd wordt, ter plaatse ook geen aantrekkende werking van vissersboten zal ontstaan voor vogels die visafval eten.

Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en onderwatertrillingen veroorzaakt door turbines die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. 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). 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 aanwezige turbines naar gelang de ontmanteling van het park vordert.

Habitatverlies door verstoring

Er is wereldwijd nog weinig ervaring met verwijdering van windturbines op zee (Teunis *et al.* 2020). Er zijn derhalve nog geen studies 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 turbines, funderingen en kabels en hieraan gerelateerde scheepvaart-bewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase min of meer van een vergelijkbare orde zijn zoals beschreven voor de constructiefase. Omdat er bij de verwijdering niet geheid zal worden zal de piek-geluidsbelasting veel minder zijn.

Indirecte effecten

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Als bij het verwijderen van het windpark ook het verbod op bodemberoerende visserij verdwijnt, zal het eerder beschreven positieve effect van het windpark op het visbestand (en daarmee op vogels) ook verdwijnen. Bovendien als bij het verwijderen van het windpark ook het hard substraat verwijderd moet worden, zullen ook de vissoorten die hiervan geprofiteerd hebben ook verdwijnen.

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels

Error! Reference source not found. geeft een samenvatting van de belangrijkste e ffecten. 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 Nederwiek I-B. 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 effecten voor vogels van windturbines op zee, vermeld door studies in Noordzeelanden.

Fase	Aanvaring	Barrièrewerking	Habitatverlies/verstoring	Indirecte effecten
Constructie	Kleine aantallen slachtoffers verwacht.	Geen kwantitatieve gegevens beschikbaar.	Geen kwantitatieve gegevens beschikbaar; verwacht negatief effect vanwege toegenomen scheepsverkeer.	n.v.t (alleen meetbaar over lange termijn)
	Effect van constructie / scheepsverlichting: aanvaringen, desoriëntatie, verminderd voortplantingssucces.		Grootste effecten voor verstorings-gevoelige soorten: duikers, zee-eenden en alkachtigen.	
Exploitatie	**Algemeen:** Observaties heel schaars – kans op aanvaring waarschijnlijk laag *overdag en onder optimale weeromstandigheden.*	Wsch. klein per windpark, in potentie een effect in cumulatie met alle windparken. Effecten worden verminderd door grotere tussenafstand tussen turbines.	**Habitatverlies:** als gevolg van vermijden van windparken geconstateerd voor veel zeevogelsoorten. Grote meeuwen (mantelmeeuwen, zilvermeeuw) lijken minder gevoelig te zijn, maar effecten verschillen tussen locaties.	**Voedselbeschikbaarheid:** onder verbod op actieve visserij, op de lange termijn toename in beschikbaarheid van vis en het aantal vogels, maar afname van beschikbaarheid bijvangst.
	Macro-uitwijking: soort- en locatie-specifiek. De meeste soorten wijken uit voor windparken. Aalscholvers, grote meeuwen en sternen worden (soms) aangetrokken.		**Verstoring vanwege geluid:** geen kwantitatieve gegevens, maar zwemmende/duikende vogels waarschijnlijk meest kwetsbaar.	**Verandering in stromingen / trillingen:** geen kwantitatieve gegevens beschikbaar; mogelijk effecten van getijde-zogen op foerageerkansen.
	Meso- en micro-afwijking: meso-afwijking ligt in de range van 40-70%, micro-afwijking is hoger (>96%).		**Verstoring vanwege turbines:** Zwemmende en duikende vogels (duikers, alk, zeekoet, jan-van-gent) lijken het meest gevoelig te zijn.	
	Verlichting: Vergroot de kans op aanvaring door aantrekking, vooral voor trekvogels. Afhankelijk van de kleur en intensiteit verlichting kan ook verstorend werken.		**Gewenning:** enig bewijs van gewenning bij zee-eenden, zeekoet en alk gedurende de operationele fase.	
Verwijdering	Vergelijkbaar met constructiefase	Geen kwantitatieve gegevens beschikbaar – verwachting is afname van verstoring.	Geen kwantitatieve gegevens beschikbaar, waarschijnlijk vergelijkbaar met constructiefase.	n.v.t (alleen meetbaar over langere termijnen)

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. Dit wordt hieronder toegelicht aan de hand de bespreking van de vier typen effecten.

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 (Lagerveld *et al.* 2020). 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).

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 (Ahlén *et al.* 2007). De maximale foerageerafstand vanaf de kust ligt echter onder de 10-15 km (Ahlén *et al.* 2007, Lagerveld *et al.* 2021a), zodat het vanwege de afstand tussen Nederwiek I-B en de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied.

Desondanks worden op de Noordzee zowel op locaties dicht bij de kust (PAWP, OWEZ, Windpark Luchterduinen (LUD)) als op locaties verder op zee (IJmuiden meetmast, K13, P6, P9, P11) vleermuizen in beperkte mate opgenomen door automatische ultrasone recorders. De hoogste aantallen opnames vinden plaats gedurende de najaarsmigratie tussen half augustus en november, in het voorjaar is het aantal opnames een stuk lager. Het overgrote deel van deze opnames betreft ruige dwergvleermuis (95,7%) en in kleinere aantallen ook rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en gewone dwergvleermuis (Lagerveld *et al*. 2017b). Kennis over voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore windparken op vleermuizen is zeer beperkt. Een mogelijke verklaring voor de aantrekking is dat vleermuizen platforms en windturbines op zee gebruiken als tijdelijke verblijfplaats in de migratieperiode.

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

Effecten vanwege verlichting
Bij vleermuizen op land zijn zowel aantrekkende als verstorende effecten van verlichting aangetoond. Deze effecten verschillen per soort. Effecten van verlichting worden 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 de meeste soorten vleermuizen barrièrewerking of habitatverlies 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).

De twee voornaamste vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2023). 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 dicht bij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee vergeleken met locaties op land zeer laag (10-tallen opnames versus >1000 opnames). Op locaties ver (>40 km) van de kust wordt uitsluitend

vanaf olie- en gasplatforms gemeten. De platforms wijken op verschillende manieren af van windturbines waardoor de gemeten activiteit op zulke locaties niet bruikbaar is om een schatting te maken van het aantal aanvaringsslachtoffers. 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.

Vleermuisactiviteit over zee is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <6 m/s) nachten in augustus en september. De meeste slachtoffers zijn te verwachten in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst (Lagerveld *et al*. 2017b, 2024).

Effecten van windturbineverlichting
Uit onderzoek op grondhoogte blijkt dat rood licht migrerende vleermuizen kan aantrekken (Voigt *et al.* 2018). Waarschuwingsverlichting voor de luchtvaart op 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). Het is daarom onwaarschijnlijk dat turbineverlichting het aantal aanvaringsslachtoffers verhoogt.

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 (bewegende) 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.

3.2.4 Korte samenvatting voor vleermuizen

Tabel 3.2 geeft een samenvatting van de belangrijkste effecten. Omdat elke windpark-locatie anders is qua aanwezigheid van en gebruik door vleermuizen zijn de vermelde resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in Nederwiek I-B. Zij vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soorten.

Tabel 3.2 *Samenvattende tabel van de belangrijkste effecten voor vleermuizen van windturbines op zee, vermeld door studies in Noordzeelanden.*

Fase	Aanvaring	Barrièrewerking	Habitatverlies/verstoring
Constructie	Geen slachtoffers verwacht, wegens ontbreken bewegende windturbines.	n.v.t. vleermuizen worden aangetrokken	n.v.t. de zee is geen onderdeel van het leefgebied van vleermuizen.
	Effect van constructie/scheepsverlichting: kan insecten aantrekken en daarmee vleermuizen. In combinatie met gecreëerde rustplaatsen op zee zou het overlevingskansen van vleermuizen kunnen verhogen.		
Exploitatie	Observaties aanvaringen op zee niet voorhanden – kans op aanvaring waarschijnlijk hoogste in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst.	n.v.t. vleermuizen worden aangetrokken door windturbines	n.v.t. de zee is geen onderdeel van het leefgebied van vleermuizen
	Windturbineverlichting zou vleermuizen kunnen aantrekken. Effect daarvan op aanvaringen is onbekend.		
Verwijdering	Vergelijkbaar met constructiefase	n.v.t. vleermuizen worden aangetrokken	n.v.t. de zee is geen onderdeel van het leefgebied van vleermuizen



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 geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- 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.

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.* 2019, Gaston *et al.* 2021, Krop Benesch 2022). In de meest recente kavelbesluiten (Gamma A, Gamma B en Nederwiek I A) zijn voorschriften opgenomen voor aeronautische en nautische verlichting om hinder te voorkomen en om de veiligheid voor zeevarenden te bevorderen. Voor werkverlichting zijn geen voorschriften opgenomen. Door de geringe duur van de constructiefase, de onbekende omvang van werkverlichtingsduur in de operationele fase, alsmede het gebrek aan gegevens van effecten op het Noordzee ecosysteem is dit effect buiten beschouwing gelaten voor vissen en benthos.

De effecten worden hieronder kort toegelicht.

Constructiefase

Geluid en trillingen –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 de aanwezigheid van schepen in het gebied produceert onderwatergeluid. Hierbij gaat het om een installatieschip (zogenaamd jack up vessel) dat geluid produceert wanneer deze zich door middel van palen vastzet op de constructielocatie en schepen die voorbereidende werkzaamheden uitvoeren zoals sonar werkzaamheden op de bodem in kaart te brengen.

Bodemberoering – een negatief effect dat kan optreden met name tijdens de constructiefase. Er vindt habitatdestructie plaats tijdens het installeren van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, evenals het trekken van kabels tussen de windturbines. Dit alles leidt ook tot vertroebeling, wat een effect op vissen en benthos kan veroorzaken, mede indirect door een negatief effect op de primaire productie. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen.

Exploitatiefase

Geluid – ook tijdens de operationele fase komt geluid vrij. Binnen het windpark zal het scheepvaartverkeer veranderen ten opzichte van de huidige situatie. Reguliere scheepvaart neemt af, waardoor het achtergrondgeluid in het park over het algemeen lager is dan in de omliggende gebieden. Wel zal sprake zijn van windpark gebonden scheepvaart, zoals onderhouds- en inspectievaartuigen, die voorheen niet aanwezig was en lokaal kan bijdragen aan het geluid. Daarnaast veroorzaken de turbines ook geluid in vorm van continue onderwatergeluid.

Elektromagnetische straling – onderdeel van elektromagnetische velden die door de bekabeling wordt gegenereerd. De elektrische straling wordt door een beschermlaag rondom de kabels grotendeels tegengehouden. De magnetische velden gaan hier echter doorheen. Een elektrisch veld kan ook geïnduceerd worden door beweging, van bijvoorbeeld dieren, golven of van een roterend magnetisch veld. De sterkte van dit elektrische veld is direct gekoppeld aan de sterkte van het aanwezige magnetische veld. Deze elektromagnetische 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. De visserijdruk verplaatst zich mogelijk wel naar andere gebieden; het effect hiervan valt buiten de scope van voorliggende rapportage.

Aanwezigheid van harde structuren – de windturbines staan op fundaties 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. Het wake-effect bovenwater, de veranderde windsnelheden door energieoogst, werkt door op abiotische parameters van de zee (bijvoorbeeld golfslag), en daarmee op fysische processen die mogelijk doorwerken op het voedselweb in de zee.

Verwijderingsfase
Geluid – bij de verwijdering van een windpark wordt geluid geproduceerd door verwijderingswerkzaamheden en scheepvaart.

Verdwijnen van harde structuren – bij het verwijderen van de windturbine verdwijnt ook de biodiversiteit bevorderende werking die de harde structuren kunnen hebben. Ook kan dit leiden tot tijdelijke vertroebeling in de nabije omgeving.

Bodemberoering – net als bij de constructiefase zal bij het verwijderen van het windpark ook bodemberoering plaatsvinden door het verwijderen van funderingen, erosiebescherming en kabels.

4.1 Vissen

4.1.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen
Vissen vangen geluid anders op dan mensen aangezien ze geen extern gehoororgaan hebben. 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 dicht bij 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 windturbines voortbrengen (Wahlberg & Westerberg 2005).

Niet alleen de drukveranderingen die geluid veroorzaken spelen een belangrijke rol bij het gehoor van vissen, maar ook het waarnemen van bewegende deeltjes in het water door geluid – *particle motion* –. 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 waterdeeltjes, zijn zeer schaars (Sigray *et al.* 2022).

De mate van het effect van geluid op vis hangt af van de levensfase (larve versus volgroeid dier) en soort (vissoorten 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. Daarnaast zijn er soorten met een zwemblaas, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen 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 deze 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 grondels (*Gobidae*), waarvan de meeste soorten een demersale levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten met een **gesloten zwemblaas**, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*), beschikken over een beter gehoor. Echter zijn ze wel gevoeliger voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld dat niet makkelijk weg kan bij overdruk. Voor een overzicht van vissoorten en hun zwemblazen wordt verwezen naar Appendix C van het rapport van 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). Dit zien we voornamelijk bij impulsgeluid, dat bestaat uit repeterende geluidsstoten die minder dan één seconde duren. Ook kan het indirect voor negatieve gevolgen zorgen door een tijdelijk verhoogd energieverbruik (vluchtgedrag), verminderde voedselopname en verminderde voortplanting (Soudijn *et al.* 2020). De gevoeligheid van het gehoor van vissen is 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 (simuleringen van heigeluiden) 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 (Engelhard *et al.* 2013).

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) (Bolle *et al.* 2012).

Bij laboratoriumproeven zijn larven van tong, van drie verschillende ontwikkelingsstadia, 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). Larven van de Amerikaanse winterschol (*Pseudopleuronectes americanus*) vertoonden minder foerageergedrag en hadden minder maaginhoud wanneer zij werden blootgesteld aan bootgeluid (Gilberte *et al.* 2020).

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

Deze twee onderzoeken behandelen zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (als adulte vis) (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten zijn representatief voor vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie, representatief beschouwd voor een groot deel van de vislarven in het plangebied. 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 adulte 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 aan bijvoorbeeld de zwemblaas. 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.* 2008 & 2017). In een experiment op 45 m van een heilocatie resulteerden geluidspulsen (SEL_{CUM} = 222 dB re 1 µPa^{2}s) in acute stress bij 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 adulte 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 onderzoek is 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). Inmiddels zijn de eerste resultaten ook gepubliceerd. Als onderdeel van het project werd bij windpark Borssele het effect van Acoustic Deterrence Devices (apparaten die gebruikt worden om zeedieren akoestisch af te schrikken van bepaalde gebieden) getest op pelagische vissen. Resultaten toonden vooralsnog niet aan dat ADD's effect hebben op de aanwezigheid en het gedrag van deze vissen (Hubert *et al.* 2024). Tijdens een bassinstudie werd bij haring wel

waargenomen dat zij direct na blootstelling aan geluid draaigedrag vertoonden en van zwemdiepte veranderden (Demuynck *et al.*, 2024).

Hawkins *et al.* (2014) onderzochten met behulp van een echosounder de effecten van impulsgeluiden 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 ze 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 & 2024), 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). Popper & Hawkins (2018, 2019), is het van belang dat er tevens drempelwaarden ontwikkeld worden voor de effecten van geluidsbeweging.

Effecten op inktvissen

Er is nog maar zeer beperkt onderzoek gedaan naar het effect van onderwatergeluid op inktvissen. Vooralsnog is de aanname dat effecten vergelijkbaar zullen zijn met vissen zonder zwemblaas of met open zwemblaas. Zeekatten gebruiken geluid hoogstwaarschijnlijk niet voor communicatie maar tijdens een laboratoriumstudie is wel aangetoond dat ze een goed gehoor hebben en op geluid reageren (Ramaker & Samson 2014). Bij een proef waarbij de soort aan geluiden werd blootgesteld vergelijkbaar aan geluiden die vrijkomen tijdens de constructie van een offshore windpark werden negatieve effecten aangetoond tijdens verschillende levensstadia (Solé *et al.* 2022). Bij volwassen dieren was er schade aan het evenwichtsorgaan (statocyst), met name aan de gevoelige cellen die beweging en oriëntatie registreren (haarcelbeschadiging). Bij de larven was er een lagere overlevingskans bij hogere geluidsniveaus (tot 170 dB bij heien en 167 dB bij boren).

De conclusie is dat (inkt)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). Op basis van eerdergenoemde literatuur, alsmede tijdelijkheid van de geluidsverstoring, is het niet aannemelijk dat de visgemeenschap van de Noordzee 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 volwassenen 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 zwemblaas vlak bij 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.

Tabel 4.1 *Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgeluid (dB re 1 µPa2s SEL_{CUM}). 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	D: hoog
				G: laag	G: matig
				V: laag	V: laag
Open zwemblaas	210	203	> 186	D: matig	D: hoog
				G: laag	G: matig
				V: laag	V: laag
Gesloten zwemblaas	207	203	186	D: hoog	D: hoog
				G: hoog	G: hoog
				V: laag	V: laag
Eitjes en larven	>210	D: matig	D: matig	D: matig	D: matig
		G: laag	G: laag	G: laag	G: laag
		V: laag	V: laag	V: 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).

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk een gebied mijden waar bodemberoerende activiteiten plaatsvinden die leiden tot habitatdestructie. Deze activiteiten kunnen ook tot vertroebeling (en daarmee sedimentatie) leiden maar deze effecten zijn tijdelijk en lokaal. Nederwiek I-B ligt in een zandig gebied waar dit effect geringer in omvang is dan in een slibrijk gebied. Specifieke tijdsspanne van vertroebeling is afhankelijk van de lokale omstandigheden (Essink 1999), hier is geen verdere informatie over bekend. Eveneens zijn er geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de constructie van windturbines op zee zijn onderzocht.

Vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen die (deels) jagen op zicht, zoals kabeljauw en zeebaars (De Robertis *et al.* 2003). Hoewel deze omstandigheden ongunstig kunnen zijn voor piscivore vissen, ervaren zooplanktivore vissen bij lichte vertroebeling een verminderd predatierisico. Tegelijkertijd blijven hun foerageermogelijkheden vrijwel ongewijzigd (De Robertis *et al.* 2003). Echter vonden Meager *et al.* (2005) geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit.

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 fundatie van een windturbine of het aanbrengen van erosiebescherming (steenbestortingen), het 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, met een worst case aanname van 1% bij een gravity-based fundering met een totaal oppervlak van 1,0073 km^2. Op basis van *expert judgement* wordt aangenomen dat de voetafdruk van egalisatiewerkzaamheden vergelijkbaar is met die van gravity-based funderingen, zodat de werkzaamheden geen extra bodemoppervlak innemen. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal, maar specifieke individuen van de betreffende soorten kunnen uiteraard negatief beïnvloed worden.

4.1.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid

Michael *et al.* (2023) hebben het geluidsniveau onder water gemeten van 27 windturbines variërend van 2.3 tot 8.4 MW. Er lijkt niet heel veel variatie binnen de geluidsproductie van een enkele turbine op 100 meter afstand, die tussen de 105 en 125 dB re1µPa^2 ligt. Binnen windpark Borssele is bij 9.5 MW turbines echter een niveau gemeten van 137 dB re1µPa^2 op 100 meter afstand. Uit onderwatergeluidsmetingen binnen het in bedrijf zijnde PAWP (met 2 MW turbines) bleek dat operationele geluidsniveaus (*sound pressure* level - SPL) varieerde van 107 tot 110 dB re 1µPa^2 op 100 m afstand en van 105 tot 107 dB re1µPa^2 op 3.800 m afstand (Jansen & de Jong, 2014). 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).

De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de operationele geluiden van de turbine zelf, golfbewegingen van het water tegen de turbinepalen en de aanwezigheid van scheepvaart voor onderhoudswerkzaamheden. Geluid door overige scheepvaart (koopvaardij, visserij) neemt wel af in het gebied. 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 lijkt het kunstmatige harde substraat 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 uitvoerig onderzocht. Een recente studie toonde wel aan dat gesimuleerd continue onderwatergeluid van een offshore turbine een aantrekkende werking heeft op de larven van kabeljauw (Cresci *et al.* 2023). Radford *et al.* (2016) en Neo *et al.* (2016) toonden aan dat bij zeebaars zeer snel gewenning op treedt bij het horen van continu geluid en dat er geen waarneembaar verschil in gedrag is. Daarbij is het niet uit te sluiten dat in de toekomst geluidsniveaus toenemen door toenemende turbinegrootte (*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).

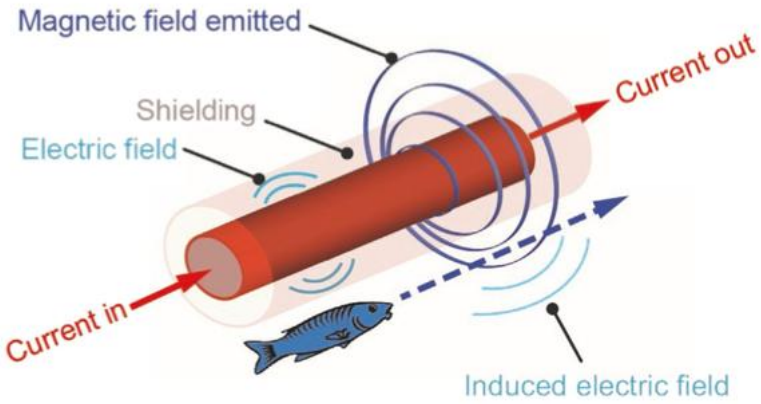
Effect van elektromagnetische straling

Vissen kunnen elektrische en/of magnetische velden (EMV) waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Literatuurstudies laten zien dat vooral haaien en roggen (kraakbeenvissen) gebruik maken van EMV 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 meter kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003).

Tijdens de constructie van een offshore windpark worden zowel inter array kabels (AC kabels) als een export kabel (DC kabel) aangelegd. De DC kabels vallen buiten de scope van dit MER. Inter array kabels zijn altijd alternating current (AC) kabels. Deze kabels transporteren wisselstroom en liggen binnen het windpark. Meerdere windturbines kunnen aangesloten zijn op een kabel, waarbij de energie wordt getransporteerd naar het transformatorplatform op zee. De inter array kabels hebben een lager spanningsniveau dan de export kabel. 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. EMV 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, 2024, Durif *et al.* 2023, Hermans *et al.* 2024 en 2025, (Verhelst *et al.* 2025) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee hebben uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (EMV) en geïnduceerde elektrisch velden (iEV) (door bewegingen van organisme door een EMV) (Figuur 4.1). Het elektrische veld (EV) 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 vaak wel om technische schade te voorkomen. Door het ingraven van de kabel reikt het EMV minder ver.
- AC export kabels met een impact zone van 5 nanotesla of hoger kunnen EMV uitstralen tot circa 60 meter bij de kleinere OWEZ-kabels, en tot 180 meter bij de grotere kabels die tegenwoordig worden gebruikt. Export kabels vallen niet onder het MER van Nederwiek I-B.
- Effectstudies van EMV en iEV, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn schaars. Studies naar de effecten van EMVen en iEVen werken namelijk vaak met veldsterktes die afwijken van de te verwachten sterktes bij windturbinekabels.
- Het EMV 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 EMV-gevoelige soorten.
- Hoewel er sprake is van kennisleemtes is er tot op heden geen aanwijzing dat er sprake is van sterke directe effecten, zoals schade of dood van organismen, wel is er mogelijk sprake van effecten op gedrag.
- EMV kan via gedragsveranderingen (bijv. oriëntatie, voedselzoekgedrag) indirecte ecologische gevolgen hebben. Die relaties tussen gedrag en EMV velden zijn, mits aanwezig, waarschijnlijk complex en niet-lineair met de veldsterkte, waarbij naast sterkte ook frequentie, modulatie en richting van het veld ten opzichte van het aardmagnetisch veld een rol spelen.



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 en kleine rog), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. Stekelrog en kleine rog), verhoging in foerageergedrag (bv. kleine rog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. Europese aal, steur, kleine rog en zalmen) (Naisbett-Jones *et al.* 2017, Gill & Desender 2020, Hutchinson *et al*. 2020, Copping *et al.* 2021, Albert *et al.* 2022a). Elasmobranchen lijken tijdens de embryonale ontwikkeling en migratie het meest kwetsbaar voor het effect van EMV (Hermans & Schilt, 2024).

Tijdens andere experimentele studies naar het effect van EMV op vissen in laboratoria zijn schadelijke fysiologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMV gecreëerd dan die aanwezig zijn rond windparkkabels (Copping *et al.* 2021). Een studie naar het effect van EMV op larven van de Noorse zandspiering liet geen gedragsverandering zien, al sluit dit niet lange termijn gevolgen van de blootstelling aan EMV 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). Bodemvissen zoals bot en schol vertoonden geen aanwijzingen voor aantrekking, vermijding of afwijkend gedrag ten opzichte van EMV (Cresci *et al.* 2023, Chapman *et al.* 2025). In een gecontroleerde omgeving waarbij schol werd blootgesteld aan EMV was de kans op verplaatsing minstens twee keer zo groot. Echter, dit was een kleine steekproefgrootte en is er onderzoek nodig in het veld om effecten te verifiëren (Cresci *et al.* 2023, Chapman *et al.* 2025).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten die zich oriënteren aan de hand van het aardmagnetisch veld middels magnetoreceptoren (Formicki *et al.* 2019, Hermans *et al.* 2024). Hiervoor zijn nog geen wetenschappelijke 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). Een ander onderzoek in de baai van San Francisco bekeek de migratieroutes van binnenkomende en uitgaande groene steuren (*Acipenser medirostris*). Deze werden niet significant beïnvloed door een gelijkstroom-hoogspanningskabel, maar de resultaten suggereren een mogelijke subtiele relatie tussen de kabel en de migratieroutes die zowel binnenkomende als uitgaande groene steuren namen (Wyman *et al.* 2023). 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). Een veldstudie in de Westerschelde toonde geen effect aan van EMV als gevolg van stroomkabels (van Borssele naar een windpark in de Noordzee) op het paaigedrag en de paaimigratie van de fint (Verhelst *et al.* 2023). Een veldstudie naar inktvissen kon vooralsnog geen effect van EMV op inktvissen aantonen (Love *et al.* 2017b). Daarbij is het risico van blootstelling aan EMV voor dergelijke mobiele soorten naar verwachting ook kortdurend en incidenteel (Albert *et al.* 2020).

Als vissen 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 EMV te valideren, dosis-respons-relaties te kwantificeren en lange-termijnblootstelling te onderzoeken. Op basis van wetenschappelijke literatuur is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect van EMV 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). Er geldt dan ook een grote kennisleemte omtrent dit effect.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Vooralsnog is er in de Nederlandse offshore windparken geen sleepnetvisserij toegestaan. Dit zou hypothetisch gezien een positief effect kunnen hebben op (inkt)vissen. 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 schuilplaats. 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, zodat het park als kraamkamer lijkt te fungeren (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, 2023).

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). Op basis hiervan concluderen we dat er sprake is van soortspecifieke positieve effecten maar een algemeen positief effect van een verbod van bodemberoerende visserij in het plangebied op de vispopulatie is (vooralsnog) niet waarneembaar.

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 fundaties en stortstenen van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten (inkt)vis, die dit gebruiken als foerageer- en voortplantingsgebied en schuilplaats. Er zijn bijvoorbeeld indicaties dat inktvissen de structuren gebruiken om hun eieren op af te zetten (De Backer *et al.* 2020). Ook 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). Al kan het (nog) niet wetenschappelijk aangetoond worden, de kans is aannemelijk dat het harde substraat wordt gebruikt voor het afzetten van viseieren. Vooralsnog werd bij een plankton bemonstering geen verschil gezien is viseieren, larven en inktvislarven binnen en buiten een bestaand windpark (Vandendriessche *et al.* 2016).

In een Belgisch windpark (C-power) waren toenames in visdichtheden zichtbaar, waarbij 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 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 bodemgebonden 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). Een recent onderzoek van Gimpel *et al.* (2023) onderzocht de effecten van een offshore windmolenpark in de zuidelijke Noordzee op verschillende levensfasen van de Atlantische kabeljauw. Hieruit bleek dat de kabeljauw windturbinepalen met de erosie bescherming gebruikt als voedselgronden. Daarnaast suggereren de gegevens dat de kabeljauw tijdens het winterse paaiseizoen zich voortplantte in het windmolenpark. Windturbinefunderingen met erosie bescherming kunnen dus functioneren als kunstmatige riffen die lokale positieve effecten hebben op de veerkracht van lokale kabeljauwpopulaties.

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.*, 2023). De publicaties van Buyse *et al.* tonen aan dat schol kan profiteren van offshore windparken door het voorzien in meer 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 EMV.

Effecten op de hydrodynamiek

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). Effecten van de ontwikkeling van een windpark in Nederwiek I-B op lokale morfologie en hydrodynamica worden beschreven in het MER.

Veranderingen hierin zullen indirect van invloed zijn op primaire productie en de planktonische fase van vissen en benthos. Gemodelleerd onderzoek vanuit het WOZEP programma door Zijl *et al.* (2023), Zijl *et al.* (2024) laat op vele plekken een afname zien in de primaire productie door windmolenparken op zee. Mogelijk heeft ook de grootschalige aangroei van *suspension feeders* op het harde substraat ook een invloed op het ecosysteem, maar diepgaande inzichten hierover ontbreken (Degraer *et al.* 2020).

Primaire productie
Dit is het proces waarin levende organismen, zoals planten, algen en bepaalde bacteriën, organische materie produceren door middel van fotosynthese of chemosynthese. Deze organismen zetten hierbij energie uit zonlicht (fotosynthese) of chemische verbindingen (chemosynthese) om in glucose of andere organische verbindingen, die dienen als voedsel en energiebron voor weer andere organismen in het ecosysteem. Primaire productie vormt de basis van de voedselketen. Organismen die in staat zijn tot primaire productie worden autotrofen genoemd, omdat ze in staat zijn hun eigen voedsel te produceren. Andere organismen, zoals herbivoren, carnivoren en omnivoren, zijn afhankelijk van deze primaire productie voor hun voeding. Dit maakt primaire productie een essentieel proces dat de basis legt voor het functioneren van ecosystemen en de kringloop van energie en voedingsstoffen in de natuur.

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 evalueert milieueffecten door metingen te vergelijken vóór en na een interventie, zowel op de locatie van de interventie als op een controlelocatie. Een dergelijke analyse is uitgevoerd voor een viertal windparken, zes jaar voorafgaand en zes jaar na de aanleg. Bij de analyse werden geen significante effecten aangetoond van de windparken op suspended particulate matter (SPM) (Brandao *et al.* 2023). Echter studies naar het wake effect zijn momenteel bezig: er is vooralsnog niet veel literatuur omtrent dit effect. Lopende studies om deze kennisklooft te overbruggen zijn onder andere onderdeel van WOZEP en het FOOTPRINT-project (De Borger *et al.* 2022).

Nederwiek I-B ligt in het zuidelijke deel van de Noordzee, de effecten van het wake-effect onder water zullen hier in beperkte mate optreden (Zijl *et al.* 2024). Dit komt doordat het al een dynamisch gebied is waar verschillende stromingen samenkomen. Het plangebied ligt

in een gebied dat is gecategoriseerd als *permanently mixed* wat inhoudt dat er geen stratificatie optreedt. Volledige afwezigheid van stratificatie kan niet worden uitgesloten, gezien de nabijheid van een gebied waar lokaal thermale stratificatie af en toe voorkomt (*intermittently stratified*). Het is echter belangrijk op te merken dat dit fenomeen meer kenmerkend is voor het noordelijke deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) (van Leeuwen *et al.* 2015).
De bijdrage van een windpark in Nederwiek I-B aan mogelijke ecosysteemeffecten valt buiten de scope van voorliggende rapportage. Ook de doorwerking van het bovenwater wake-effect op het onderwater leven wordt vooralsnog niet meegenomen in huidige effectbeoordeling. Wel hebben deze effecten hun doorwerking op vissen. Juveniele vis en kleine vissoorten foerageren (deels) op deze primaire productie. Door ecosysteemeffecten wordt de voedselbeschikbaarheid voor deze soorten beïnvloed en daarmee ook de hogere trofische niveaus. Echter, vanwege de locatie van het plangebied en het gebrek aan literatuur omtrent de omvang van dit probleem, worden de gevolgen van het wake-effect op vissen niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

4.1.3 Verwijderingsfase

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.

Effecten van geluid en/of trillingen
Bij de ontmanteling van windparken wordt ervan uitgegaan dat de gehele structuur (turbine en fundering) verwijderd dient te worden. Hierbij is het mogelijk dat monopalen de bodem uitgetrild worden. De verwachting is dat het geproduceerde geluid tijdens de ontmanteling van de windturbines minder ernstig is dan het geluid tijdens de installatie. Daarnaast wordt er ook onderwatergeluid geproduceerd door schepen die de ontmantelingsactiviteiten faciliteren.
Zo ver bekend zijn er momenteel geen empirische metingen beschikbaar voor het ontmantelen van windturbines in de Noordzee. Het is belangrijk dat de geluidscontouren van de verwijderingsfase worden bestudeerd zodat het effect hiervan onderzocht kan worden. Bovendien is het nog niet bekend welke verwijderingstechniek zal worden toegepast en kan het effect nog niet beoordeeld worden. Gezien de aannemelijkheid dat de visgemeenschap niet negatief wordt beïnvloed door het onderwatergeluid dat vrijkomt tijdens de constructiefase, de verwachting dat het geproduceerde onderwatergeluid minder ernstig is tijdens de ontmanteling en de kennisleemte wordt het effect niet verder behandeld in de voorliggende effectbeoordeling.

Effect van bodemberoering

Het verwijderen van de kabels uit de zeebodem kan leiden tot tijdelijke vertroebeling en habitatdestructie. 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 als niet significant beoordeeld (Taormina *et al.* 2018, Teunis *et al*. 2020, Al-Sallami 2021). Gezien de tijdelijke aard van het effect en de te verwachte geringe omvang wordt het effect 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	Continu geluid	Ja
	EMV	Ja
	Verbod op sleepnetvisserij	Ja
	Aanwezigheid harde structuren	Ja
	Veranderingen in de hydrodynamica	Nee
Verwijdering	Geluid / trillingen	Nee
	Verwijdering harde structuren	Nee
	Bodemberoering	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 tijdelijk sluit en geen voedsel tot zich neemt, wat van invloed kan zijn 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 fysiologisch beïnvloed door de blootstelling aan heigeluid tijdens een experiment (Gigot *et al.* 2023, Olivier *et al.* 2023).

Juveniel en adulte stadium

Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft (*Pagarus bernadus*) en de gewone mossel (*Mytilus edulis*) 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 langdurig 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*, vergelijkbaar aan dat van een operationele windturbine. 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 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 *et al.* 2022). Ditzelfde is overigens ook aangetoond voor koraallarven, ook een rifvormende soort (Vermeij *et al.* 2010). Het maskeren van dit rifgeluid door operationele 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 sedimentatie) 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). Verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten zijn slechts tijdelijk. Bovendien zijn schelpdieren in het gebied relatief robuust tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties. Er zijn daarom geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdieren in het plangebied te verwachten. Daarbij ligt het plangebied in een zandig gebied waardoor de vertroebeling maar zeer beperkt blijft (DINOloket, 2024). Ditzelfde geldt voor sedimentatie, gezien de zandige bodem in het plangebied zal ook de sedimentatie maar zeer beperkt zijn, wat geen substantieel effect zal hebben op het benthos.

Habitatdestructie 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 kan meerdere centimeters bedekking worden overleefd (Bijkerk 1988, Essink 1999).

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen korte termijneffecten zijn van de aanwezigheid van het windpark op de lokale benthos samenstelling 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 samenstelling van benthos 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. Over het algemeen genomen planten langlevende soorten zich langzamer voort dan kortlevende soorten. Het duurt dus langer voordat deze dieren weer een gemeenschap opbouwen in een gebied. Daarbij is de wulk, geslachtsrijp vanaf zes jaar, niet wijd verspreid in het Nederlandse deel van de Noordzee en komt in lage dichtheid voor in het noordelijk deel (Witbaard, 2013). Er is dus ook een beperkte toevoer aan larven van adulte exemplaren. Biogene riffen van bijvoorbeeld zandkokerwormen (*Sabellaria spinulosa*) zijn potentieel aanwezig in het plangebied, en kunnen 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). Wel toonden Cheng *et al.* (2023) in een laboratorium aan dat continu geluid van offshore windturbines een negatief effect kan hebben op de ontwikkeling en daarmee overleving van een zuidoost-Aziatische zeekomkommersoort (*Apostichopus japonicus*). 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 elektromagnetische straling

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om al dan niet een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMV van windparken te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017a, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Taormina *et al.* 2018, Albert *et al.* 2022b).

Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMV (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 langdurige blootstelling aan EMV zijn niet onderzocht. Een ander onderzoek naar het effect van EMV op de embryonale ontwikkeling van Noordzeekrab en Europese kreeft (*Homarus gammarus*) toonde een significante afname in larva grootte aan wanneer ze werden blootgesteld aan 2,8 mT EMV (gelijkstroom). Daarnaast werd bij de larven van de Europese kreeft ook toename in misvormingen waargenomen en een afname in zwemsnelheid (Harsanyi *et al.* 2022). Een andere experimentele studie ondervond dat menselijk geïnduceerde magnetische velden geen significant effect lijken te hebben op het gedrag van juveniele Europese kreeften (Taormina *et al.* 2020). Vergelijkbare studies naar het effect van EMV op de fluwelen zwemkrab (*Necora puber*) en de mossel (*Mytilus edulis*) toonde eveneens geen significante veranderingen in gedrag aan na blootstelling (Albert *et al.* 2022b, 2023). Ook werden geen significante verschillen gevonden bij vier soorten benthos (zeester *Asterias rubens,* zeeegel *Echinus esculentus,* krab *Necora puber* en slak *Littorina littorea*) in een studie die een EMV stimuleerde van 500 µT, gelijk aan dat van een gelijkstroom-hoogspanningskabel (Chapman *et al*. 2023). In een laboratorium liet de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) geen aantrekking- of vermijdingsgedrag zien wanneer blootgesteld aan EMV, maar nam hun graafactiviteit toe (Jakubowska *et al.* 2019).

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 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 kunnen geen harde conclusies getrokken worden over een mogelijk effect van EMV op benthos. Er is hier nog maar zeer beperkt onderzoek naar gedaan en voornamelijk binnen een experimentele opzet met één of enkele EMV waarden. Er geldt dan ook een grote kennisleemte omtrent dit effect.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Na realisatie van een offshore windpark mogen er vooralsnog geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast en krijgen benthos de mogelijkheid zich te ontwikkelen. Onder andere *Sabellaria*-riffen 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*-riffen (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 kunnen groeien, zoals de witte dunschaal (de Jong *et al.* 2015).

Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van het uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Alhoewel Vandendriessche *et al.* (2015) een positief effect op de benthosgemeenschap 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 benthosgemeenschap na het sluiten van een gebied voor visserij. Daarbij zijn deze gebieden van nature al erg dynamisch waardoor soorten ook hinder ondervinden van 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 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. Thatcher *et al.* (2023) suggereren middels een telemetrie studie dat het kunstmatige harde substraat van een windpark een geschikt habitat biedt aan kreeften. *Sabellaria* is aangetroffen op natuurlijke en kunstmatige structuren bij PAWP, Borkum Riff Grund en verschillende olie- en gasproductieplatforms (Coolen *et al.* 2020) en op structuren van het drijvende windpark Hywind in Schotland (Karlsson *et al.* 2022).

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 individuen per vierkante meter kunstmatig hard substraat. Dit was op een diepte van 2 m, en bestond bijna geheel uit vlokreeften. De patronen kwamen wat betreft biodiversiteit, abundantie en zonering erg overeen met andere offshore windparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van de zeldzame 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) uitheemse soorten. 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 uitheemse soorten 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. *Stepping stones* is een cumulatief effect dat ontstaat door het ontwikkelen van meerdere windenergiegebieden. In de voorliggende effectenbeoordeling wordt dit effect dan ook niet behandeld.

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. Het FOOTPRINT-project doet momenteel ook onderzoek naar de effecten van offshore windparken op sedimenten in het kustgebied van de Noordzee (Damveld, 2023).

Effecten op de hydrodynamiek

Zoals vermeld in §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 zijn 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 naar alle waarschijnlijkheid niet op en wordt de algengroei hier al geremd door verhoogde concentraties zwevend stof. Echter is er momenteel niet veel literatuur omtrent het wake-

effect. Een project dat zich er momenteel mee bezig houdt om deze kenniskloof op te lossen is het FOOTPRINT-project (Damveld, 2023).

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

4.2.3 Verwijderingsfase

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 en is van korte duur.

Effecten van geluid en/of trillingen

Zoals in §4.1.3 voor vissen reeds vermeld, zal het geproduceerde onderwatergeluid tijdens de ontmantelingsfase naar verwachting niet leiden tot effecten vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase. Bovendien is het nog niet bekend welke verwijderingstechniek zal worden toegepast en kan het effect nog niet beoordeeld worden. Alhoewel er de verwachting is dat het geproduceerde onderwatergeluid minder ernstig is tijdens de ontmanteling vergeleken met constructie, blijft er een kennisleemte en wordt het effect niet verder behandeld in de voorliggende effectbeoordeling.

Bodemberoering

Zoals in §4.1.3 reeds vermeld wordt het effect van bodemberoering door het verwijderen van kabels gezien de tijdelijke aard van het effect en de te verwachte geringe omvang niet verder meegenomen in de effectbeoordeling.

4.2.4 Korte samenvatting voor benthos

Tabel 4.3 geeft een overzicht van 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	Continu geluid	Nee
	EMV	Ja
	Verbod op sleepnetvisserij	Ja
	Aanwezigheid harde structuren	Ja
	Veranderingen in de hydrodynamica	Nee
Verwijdering	Geluid / trillingen	Nee
	Verwijdering harde structuren	Nee
	Bodemberoering	Nee



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogelsoorten

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. Daarom bespreken wij vogels in drie groepen: **lokale vogels** (zowel broed- als niet-broedvogels, oftewel zeevogelsoorten in het algemeen), **broedvogels** (zeevogelsoorten die rondom de zuidelijke Noordzee broeden en het NCP gebruiken als foerageergebied tijdens het broedseizoen) en **trekvogels** (vogelsoorten die het NCP doorkruisen tijdens hun jaarlijkse migratie).

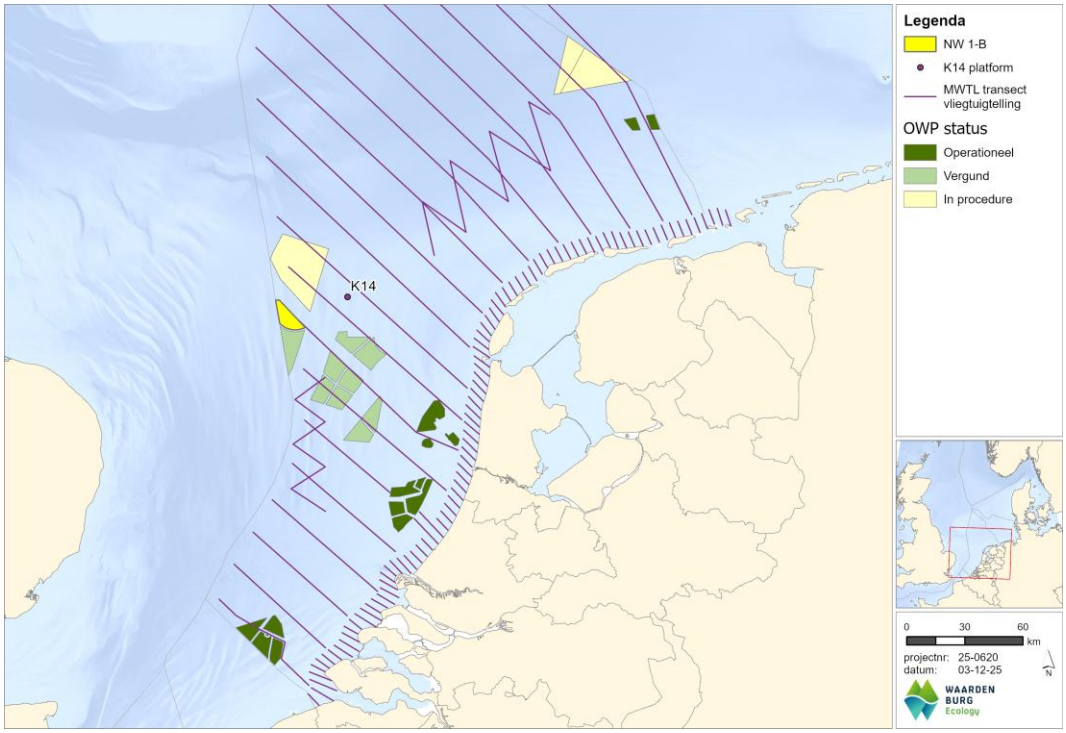
Tabel 5.1 *Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, 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

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 Waggitt *et al.* (2020), kaarten van KEC 4.0 (cf. Potiek *et al.* 2022, Soudijn *et al.* 2022a, Soudijn *et al.* 2022b) of kaarten van KEC 5.0 (van Donk *et al.* 2024). Hierbij is per soort gebruik gemaakt van de best beschikbare gegevens. Het gebruik van deze verschillende bronnen kan ertoe leiden dat de absolute dichtheden tussen soorten niet altijd vergelijkbaar zijn. Dit is het gevolg van variaties in de methoden waarmee dichtheden worden verzameld en berekend, zoals hieronder wordt toegelicht. Belangrijk is echter dat deze dichtheden in de huidige beoordeling primair dienen om vast te stellen of het aantal soortspecifieke aanvaringen een significant negatief effect op de populatie veroorzaakt. Hierbij worden zowel het aantal aanvaringen als de populatiegrootte waarop de effecten plaatsvinden, van dezelfde soortspecifieke dichtheidskaart afgeleid (zie paragraaf **Error! Reference source n ot found.**). Daarmee is het niet van belang dat de gebruikte absolute dichtheden tussen soorten niet vergelijkbaar zijn.



Figuur 5.1 *Ligging van de transecten van de MWTL-vliegtuigtellingen ten opzichte van Nederwiek I-B en andere offshore windparken.*

KEC 5.0 kaarten

In 2024 heeft Wageningen Marine Research tweemaandelijkse dichtheidskaarten voor vogels op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) ontwikkeld. Deze kaarten zijn gebaseerd op bestaande data uit de MWTL-tellingen (Figuur 5.1), maar met nieuwe modellen behandeld, gebaseerd op zogenoemde Tweedie verdelingen (van Donk *et al*. 2024). Ook is er in deze kaarten niet alleen rekening gehouden met het geïnventariseerd oppervlak, maar ook met habitatsvariabelen, zoals afstand tot de kust, waterdiepte, en sedimenttype, waardoor er minder bias voor waarnemersinspanning in zit. Deze kaarten zijn ontwikkeld voor 8 zeevogelsoorten (Tabel 5.2). Wanneer voor een vogelsoort dichtheidskaarten beschikbaar zijn vanuit de KEC 5.0 studie, zijn in onze berekeningen deze dichtheidskaarten gebruikt als input voor de dichtheden.

Waggit kaarten

Voor de vogelsoorten waarvoor geen dichtheidskaarten ontwikkeld zijn in het kader van het KEC 5.0, hebben we de kaarten gebruikt die zijn ontwikkeld door Waggit *et al*. (2020). In deze kaarten zijn maandelijkse dichtheden bepaald in een raster van 10 x 10 km. De kaarten omvatten recente kennis van het voorkomen van vogelsoorten en bevatten ook informatie over onzekerheden. De ESAS (European Seabirds At Sea) database bevat namelijk data van internationale zeevogeltellingen die gebruikt kunnen worden voor het bepalen van het soortspecifieke voorkomen van vogels in toekomstige windparken. 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 (Collier *et al*. 2022, Soudijn et al. 2022a). De kaarten van Waggit *et al*. (2020) zijn, net zoals de Nederlandse KEC 5.0 dichtheidskaarten, op basis van ruimtelijke regressiemodellen ontwikkeld. Deze methode is tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in waarnemersinspanning dan kaarten die zonder zo'n regressiemodel ontwikkeld zijn. Vanwege de rasterresolutie van de dichtheidskaarten van Waggit *et al*. (2020) hebben we de kavelgrenzen van Nederwiek I-B plus een 10 km buffer gebruikt om gemiddelde soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor het windpark. Dit hebben we gedaan voor vier vogelsoorten waarvoor geen KEC 5.0 kaarten, maar wel kaarten van Waggit *et al*. (2020) beschikbaar waren (Tabel 5.2).

KEC 4.0 kaarten

Wanneer er voor een soort geen dichtheidskaarten vanuit het KEC 5.0 en ook niet vanuit Waggit *et al*. (2020) beschikbaar zijn, worden de dichtheidskaarten gebruikt uit het KEC 4.0. Ondanks dat deze kaarten gevoeliger zijn voor bias wegens waarnemersinspanning dan de Waggit et al. (2020) en KEC 5.0 dichtheidskaarten (Soudijn et al. 2022a), zijn dit voor zeven soorten de meest actuele kaarten beschikbaar (Tabel 5.2). De KEC 4.0 kaarten omvatten tweemaandelijkse gemiddelde vogeldichtheden bepaald over de periode 1991-2020 met een resolutie van 5 x 5 km. Daarom hebben we bij deze kaarten de layout van Nederwiek I-B plus een 5 km buffer gebruikt om soortspecifieke vogeldichtheden te bepalen voor het windpark. Het stochastische Collision Risk Model (sCRM; zie verderop in de methoden van slachtofferberekeningen) 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 5.2 *Bronnen voor dichtheidskaarten gebruikt voor de verschillende zeevogelsoorten. Waggit kaarten zijn gebaseerd op Waggitt et al. (2020) en KEC 4.0 en KEC 5.0 kaarten op ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (van Donk et al. 2024, Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b). IDW = "inverse distance weighting" methode.*

KEC 5.0 kaarten	Waggit kaarten	KEC 4.0 (IDW) kaarten
jan-van-gent	noordse stormvogel	duiker spp.
drieteenmeeuw	grote jager	eider
kleine mantelmeeuw	papegaaiduiker	aalscholver
zilvermeeuw	noordse pijlstormvogel	zwarte zee-eend
grote mantelmeeuw		dwergmeeuw
grote stern		kleine jager
alk		visdief/noordse stern
zeekoet		

Additionele tellingen vanaf boorplatform K14

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over Nederwiek I-B opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012). Het gaat hierbij om radarstudies naar vliegactiviteit inclusief informatie over vlieghoogtes van trekvogels in de Nederlandse Noordzee. Fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 zijn specifiek gebruikt voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels (Fijn et al. 2012, 2015). Uit deze data zijn direct fluxen bepaald op rotorhoogtes voorNederwiek I-B.

Boorplatform K14 ligt *ca*. 40 – 45 km ten noorden van Nederwiek I-B (Figuur 5.1) en ten opzichte van de kust op vergelijkbare afstand (ca. 80 km), zodat de metingen in K14 voor de huidige beoordeling als best beschikbare gegevens worden beschouwd. Verwacht wordt dat waarnemingen vanaf bestaande windparken (OWEZ, PAWP of Luchterduinen) een minder goede indicatie geven over de verwachte soortensamenstelling in Nederwiek I-B omdat Nederwiek I-B op 95 km uit de kust ligt, terwijl OWEZ, PAWP of Luchterduinen op 20-25 km vanaf de kust liggen. Vanwege zijn ligging zal soortensamenstelling in zowel de K14 als Nederwiek I-B minder gedomineerd worden door kustgebonden vogelsoorten. Op K14 bleek de vliegintensiteit van trekvogels dan ook 55% lager te zijn dan in OWEZ (Fijn *et al.* 2012).

De andere telmethode vanaf K14 kan er wel voor zorgen dat precieze dichtheden verschillen van de MWTL-tellingen. MWTL-tellingen betreffen vliegtuigtellingen, terwijl dichtheden rondom K14 zijn bepaald op basis van locatiegebonden waarnemingen vanaf het platform. 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, de waarneemkans neemt af met hoogte. 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.

Berekeningen van broedvogels uit beschermde kolonies

Effecten van een windpark in Nederwiek I-B zouden in potentie kunnen optreden voor broedende kolonievogels uit Natura 2000-gebieden. Voor broedvogels wordt er per soort gekeken of vogels vanuit Natura 2000-gebieden, met een IHD voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied kunnen bereiken. Dit wordt gedaan op basis van foerageerranges die in de literatuur beschreven zijn (Woodward et al. 2024). De maximale foerageerafstand geeft de maximale afstand aan die voor een soort is geregistreerd. De gemiddelde afstanden zijn meer realistische afstanden die door een gemiddeld aantal vogels daadwerkelijk kunnen worden afgelegd. Beide afstanden worden gebruikt, waar mogelijk in combinatie met gedetailleerde data over het foerageergedrag van vogels uit Noordzeekust kolonies, om te bepalen welke broedgebieden in beeld moeten worden gebracht voor de effectbepaling en effectbeoordeling. Voor soorten die op basis van hun foerageerranges het gebied niet kunnen bereiken vanuit hun kolonies of waarvan er bewijs is dat foerageer-tochten nooit richting Nederwiek I-B gaan, kunnen effecten van een windpark uitgesloten worden.

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 die in offshore windparken voorkomen. 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 ook niet bekend (Rijkswaterstaat 2015), maar de vermoedelijke herkomstgebieden zijn Scandinavië, de Baltische staten en Rusland (Rydell *et al.* 2014). In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en deze zijn ook in voorliggend rapport verwerkt, evenals latere Wozep studies. De populatiegroottes van vleermuizen zijn moeilijk te bepalen (Limpens *et al.* 2017). In voorliggende studie gaan we de populatiegroottes gebruiken gedefinieerd door Lagerveld *et al*. (2017). Ook over trends van vleermuispopulaties is weinig bekend. Een genetische studie aan ruige

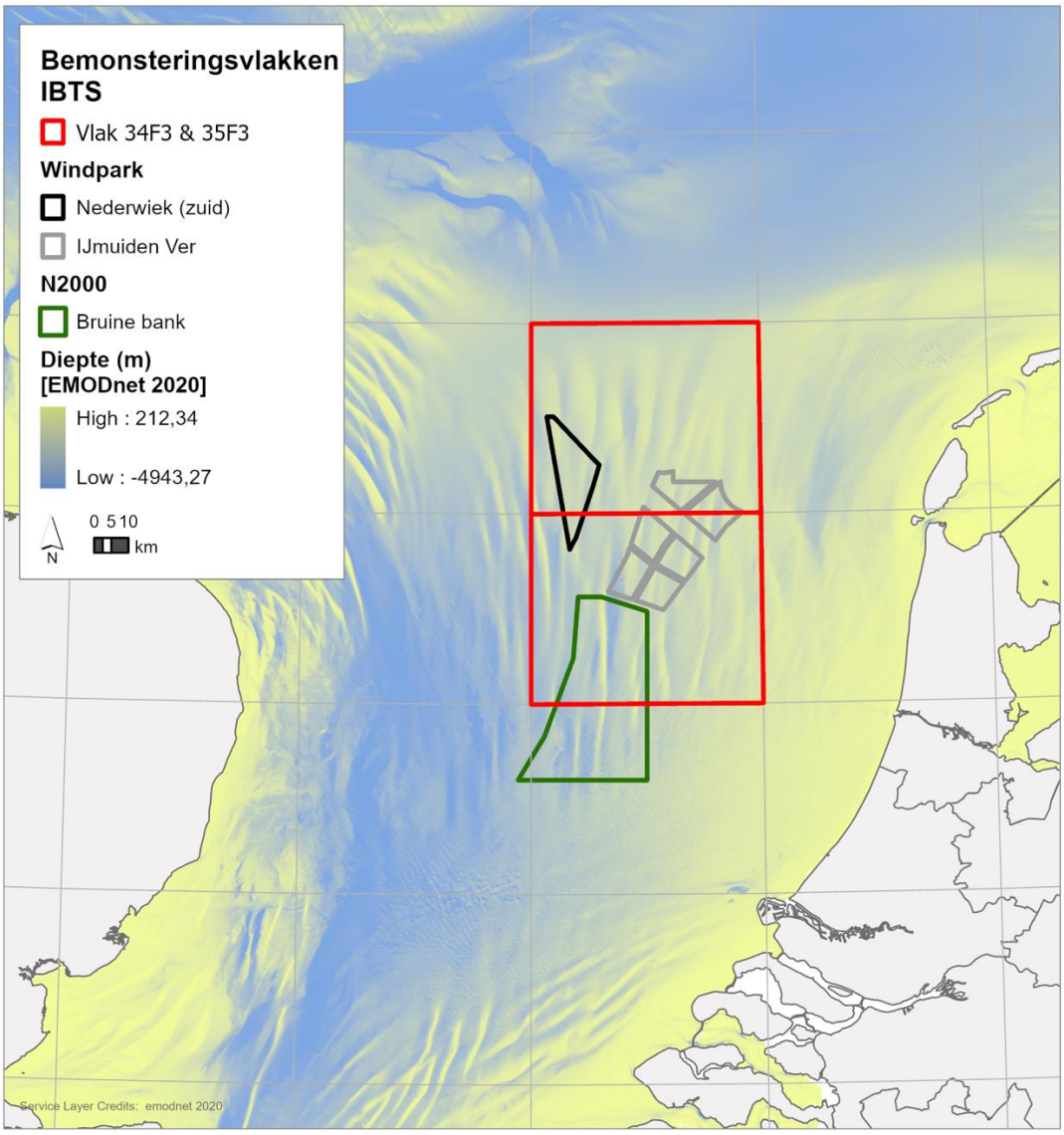
dwergvleermuizen (van Schaik *et al.* 2025) leverde echter aanwijzingen op die suggereren dat de populatie ruige dwergvleermuizen afneemt.

5.1.3 Vissen

Binnen Nederwiek I-B zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Er zijn bij benthosbemonsteringen ook sporadisch viswaarnemingen geregistreerd (zie §5.1.4). Het NIOZ heeft in 2024 de verspreiding van zandspiering in de bodem van de Nederlandse Noordzee in verschillende periodes in kaart gebracht, gebaseerd op triple-D dredge data (Witbaard *et al.* 2024). Zandspiering is een veelvoorkomende en belangrijke prooivis voor roofvissen, zeezoogdieren en vogels. De resultaten van dit onderzoek zijn inmiddels beschikbaar en zijn verwerkt in hoofdstuk 7 van dit rapport. Daarbij wordt opgemerkt dat het onderzoek de benthische verspreiding van zandspiering beschrijft; de beschikbaarheid van zandspiering als prooi hangt tevens af van het tijdelijke voorkomen in de waterkolom, dat niet met deze methode wordt gemeten.

Binnen windenergiegebied IJmuiden Ver Gamma is eerder onderzoek uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschap en visgemeenschap. In opdracht van de RVO zijn in de zomer van 2022 in kavel Gamma 30 watermonsters genomen voor eDNA analyses. Resultaten van dit onderzoek zijn gepubliceerd op de website van de RVO (Kruijt *et al.* 2023) en worden beschreven in hoofdstuk 7.

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 IBTS-data van 2014 tot en met 2023 verkregen van de vakken 34F3 en 35F3 via het DATRAS-dataportaal van ICES (ICES, 2023). In deze vakken ligt het plangebied (Figuur 5.2). In die tien jaar vond monitoring een- of tweemaal per jaar plaats in kwartaal 1 (januari en/of februari). 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 bemonsteringen, 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 bemonsteringsvakken 34F3 (onder) en 35F3 (boven), en de ligging van windenergiegebieden Nederwiek (zuid) en IJmuiden Ver, en Natura 2000-gebied Bruine Bank.*

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 is ontwikkeld voor 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 circa 28 tot 65 km 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.

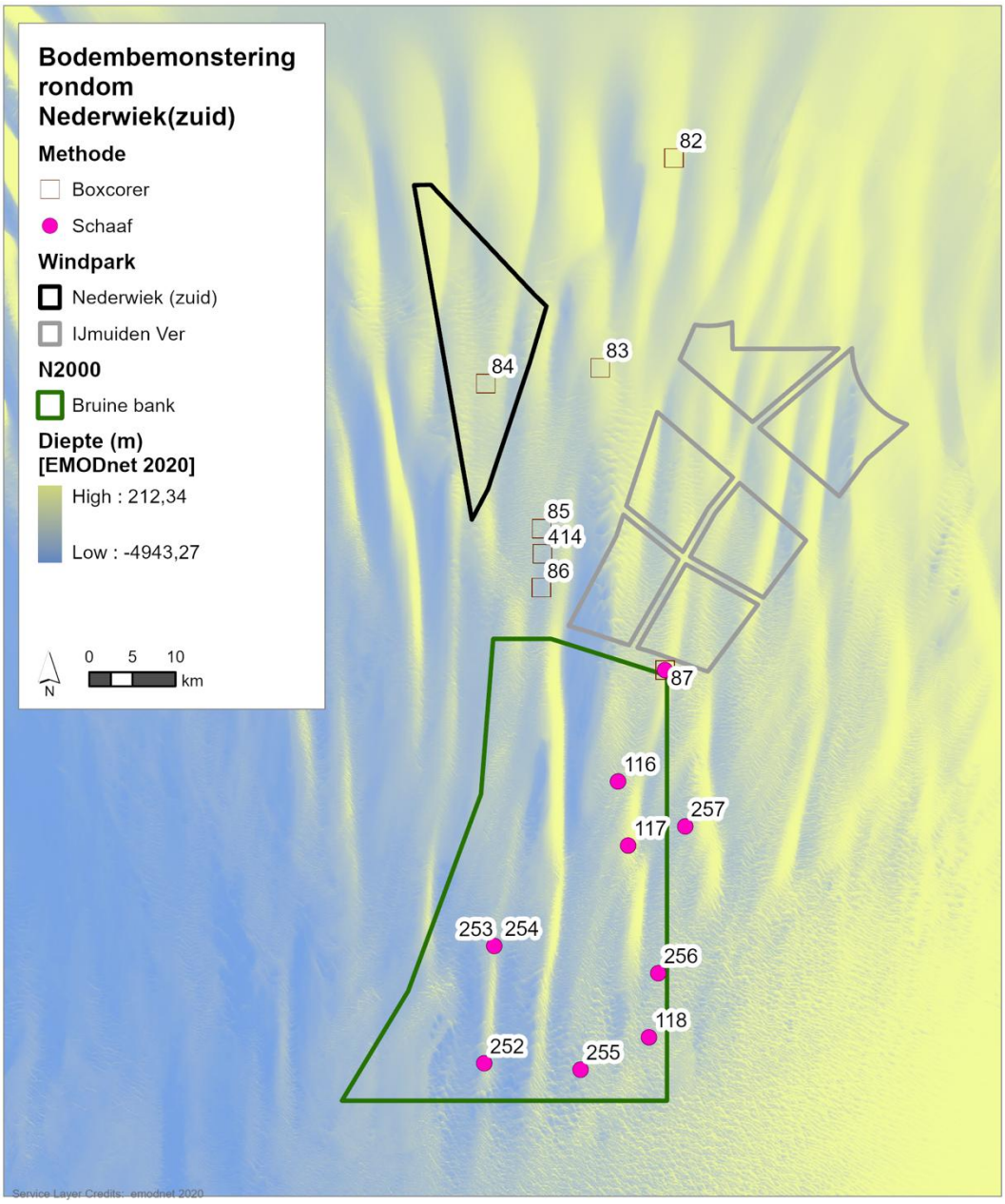
5.1.4 Benthos

Binnen Nederwiek I-B is onderzoek uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschap. In opdracht van de RVO zijn in 2023 binnen kavel I van Nederwiek 24 bodemmonsters genomen met een boxcore. Resultaten van dit onderzoek zijn gepubliceerd op de website van de RVO (Cuperus *et al.* 2024) en worden beschreven in hoofdstuk 7.

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. Zeven boxcore locaties liggen in of nabij het plangebied (NRDZE_0082, NRDZE_0083, NRDZE_0084, NRDZE_0085, NRDZE_0086, NRDZE_0087 en NRDZE_0414). De afstand van deze punten tot Nederwiek I-B varieert van circa 28 kilometer (NRDZE_0087) tot 0 kilometer (NRDZE_0084 ligt binnen Nederwiek I-B). De benthos data van deze punten zijn verkregen via Aquadesk en data is beschikbaar van 1995 t/m 2021 (Figuur 5.3). Voor de analyse is de dichtheid en biomassa data van twintig jaar (2002 t/m 2021) gebruikt om een beeld te schetsen van de aanwezige benthos in en nabij het plangebied.

In 2019 en 2021 is met een bodemschaaf het macrozoobenthos (> 5mm) van de Bruine Bank bemonsterd op negen locaties (NRDZE_0087, NRDZE_0116, NRDZE_0117, NRDZE_0118, NRDZE_0252, NRDZE_0253/0254, NRDZE_0255, NRDZE_0256 en NRDZE_0257), ook in het kader van het MWTL-programma (Figuur 5.3). Sindsdien is hier niet meer met de bodemschaaf bemonsterd. Op basis van habitatovereenkomsten en nabijheid is de benthosgemeenschap in Nederwiek I-B zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die voorkomen op de Bruine Bank. Tijdens deze bemonstering wordt per locatie twintig vierkante meter bemonsterd, en zijn alleen individuen groter dan 5 mm geregistreerd. De afstand van de negen punten tot Nederwiek I-B varieert van circa 28 kilometer (NRDZE_0087) tot circa 65 kilometer (NRDZE_0255). 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 Nederwiek I-B.*

5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels

5.2.1 Lokale zeevogels binnen en buiten broedseizoen

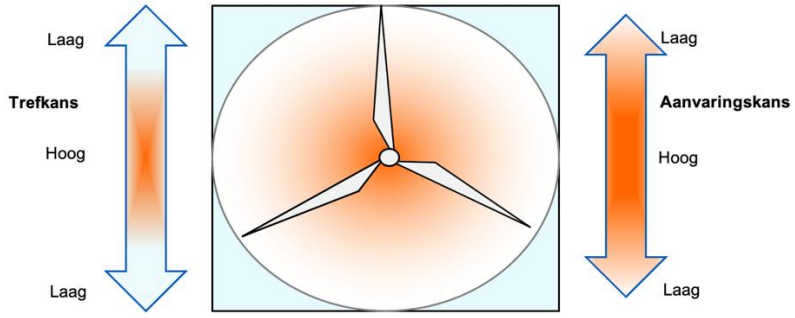
Aanvaringen

Slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen zijn berekend voor de verschillende alternatieven van Nederwiek I-B. 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 en de windturbines 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 5.4). 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.*

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 iteratie 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 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 rondom de zuidelijke Noordzee (Gyimesi *et al*. 2017a). Voor **kleine mantelmeeuw** zijn daarnaast ook vlieghoogteverdelingen gebruikt uit Ross-Smith et al. (2016) en Johnston *et al*. (2023). 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 **grote stern** zijn vlieghoogteverdelingen gebruikt gebaseerd op Collier et al. (2020) en Perrow *et al*. (2017). 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 aanvullende berekeningen uitgevoerd, deze zijn ook toegepast in het KEC 5.0. 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%) en de leeftijdsverdeling, die ook in voorliggende slachtofferberekeningen en populatiemodellering meegenomen zijn (Collier *et al.* 2022). Verder 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 een windpark dichter bij de kolonies het voorzichtige vermijdingspercentage van 98,9% gebruikt (cf. Cook *et al*. 2018). Voor een windpark verder weg van kolonies en buiten de broedperiode is voor jan-van-gent het hogere vermijdingspercentage van 99,6% gebruikt (Leemans & Gyimesi 2022).

Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data, hetgeen niet afwijkt van de parameters die zijn gebruikt in KEC 5.0 (of indien een soort niet behandeld is in KEC 5.0, de parameters conform KEC 4.0). In Tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort.

Tabel 5.3 *Gebruikte parameters in de sCRM berekeningen voor lokale vogels. N.B.: volgens advies van Skov et al. (2018) zijn voor grote mantelmeeuw en zilvermeeuw twee verschillende waardes voor vliegsnelheid gebruikt uit die bron voor fluxberekening en het aanvaringsrisico. De bronnen voor de verschillende parameters zijn weergegeven met letters in de tabel en onderaan uitgelegd. Bij meerdere bronnen is een gewogen gemiddelde berekend van de verschillende bronnen, gebaseerd op kwaliteit en representativiteit van de bron.*

	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	10,84/11,23 [b,j,r,t]	3,63/3,93 [b,j,r,t]	0,01[b]	99,5[j,t,b]	0,3[b]
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	11,45/12,06 [d,j,r,t]	3,56/3,59 [d,j,r,t]	0,25[zb]	99,3[c,g,j,t,v,x,y,z]	0,34[f]
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	10,39[b,q, r,s,t,u]	2,77 [b,q, r,s,t,u]	0,43[b]	99,5[j,t,v]	0,39[u]
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	7,41[d,r]	0,85 [d,r]	0,25[e]	99,5[v,y,zc]	0,6[e]
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	13,69[r,u,zd]	2,126 [r,u,zd]	0,143[u]	98,9/99,6[c, za]	0,82[l]
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	10,45[r,t,u,w,x]	2,62 [r,t,u,w,x]	0,413[u]	99,9[j,v,y]	0,672[k]
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2 [l]	3,1[l]	0[e]	99,0[g]	1[e]
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	9,33[ze]	3,53[ze]	0,05[m]	98,4[g,y,zf]	1[e]
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8[d]	2,20[d]	0[e]	99,5[g]	1[g]
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9[h]	3,8[h]	0[e]	99,5[g]	0,8[g]
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6[h]	0	0[e]	99,0[g]	0,2[e]
alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0[h]	0	0[e]	99,5[g]	0,2[e]
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1[h]	0	0,25[e]	99,5[g]	0,2[e]
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0[h]	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]
noordse pijlstormvogel	0,34	0,008	0,82	0,02	11,2[o]	0	0,5[r]	99,9[g]	0,6[p]
eider	0,61	0,035	0,94	0,047	17,9[d]	0	0,5[e]	99,4[n]	0,4[e]
zwarte zee-eend	0,49	0,017	0,85	0,018	22,1[d]	0	0,5[e]	99,0[g]	0,4[e]

a Snow & Perrins 1998; b Gyimesi et al. 2017a; c Cook et al. 2018; d Alerstam et al. 2007; e Garthe & Hüppop 2004; f Maynard 2018; g Maclean et al. 2009; h Pennycuick 1990; i Cleasby et al. 2015; j Skov et al. 2018; k Collins et al. 2016; l based on Wakeling & Hodgson 1992, m Collier, unpublished; n Woodward et al. 2023, o Guilford et al. 2008, p Bradbury et al. 2014, q Sommerfeld et al. (2016), r Leemans et al. (2024b), s Vanermen et al. (2022) t Leemans et al. (2023), u Cook et al. (2023), v Tjørnløv et al. (2023), w Royal HaskoningDHV (2020), x Bowgen & Cook (2018), y Ozsanlav-Harris et al. (2024), z Skov & Tjørnløv (2022), za Leemans & Gyimesi (2022), zb Gyimesi et al. 2017b, zc Dierschke et al. (2016), zd Hamer et al. (2000), ze van Bemmelen, unpublished, zf van Bemmelen et al. (2024a)

Habitatverlies en barrièrewerking

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 van offshore windparken kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. Sterfte door habitatverlies kan worden doorgerekend op basis van de methode gebruikt in het KEC 5.0 (Soudijn *et al.* 2025). Dit wordt gedaan door de oppervlakte van het windpark te vermenigvuldigen met gemiddelde vogeldichtheden om tot een aantal vogels te komen. Per soort is ook de verstoringsafstand meegenomen en opgeteld bij de oppervlakte van het windpark, om het aantal vogels binnen het hele verstoorde gebied te berekenen. De verstoringsafstanden komen uit Dierschke *et al*. (2024). Voor soorten waarvoor geen verstoringsafstand wordt gegeven en die als zwak vermijdend worden geclassificeerd is een verstoringsafstand van 500 m aangenomen (cf. KEC 4.0; Soudijn *et al.* 2022b). Voor soorten die door Dierschke *et al.* (2024) als onverschillig of aangetrokken tot windparken worden geclassificeerd, hebben we vanuit het worst case principe wel effecten van habitatverlies berekend, maar met een verstoringsafstand van 0 m, oftewel alleen voor de oppervlakte van het windpark. Het aantal vogels wordt gecorrigeerd met de soortspecifieke macro-uitwijkingspercentages (equivalent van 'displacement probability' zoals het in het KEC 5.0 genoemd wordt). Dit wordt gedaan om rekening te houden met het feit dat bij vogels 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 en treedt er dus habitatverlies op. In het KEC 5.0 is habitatverlies berekend voor vier soorten (jan-van-gent, grote stern, alk en zeekoet). Voor deze soorten hebben we gebruik gemaakt van de daar gehanteerde verstoringsafstand en macro-uitwijkpercentages. Voor deze vier soorten is voor de bepaling van sterftegetallen gebruik gemaakt van een displacement matrix, waarin verschillende percentages sterfte zijn opgenomen. In voorliggend rapport is per soort het percentage sterfte aangehouden dat in het KEC 5.0 werd aanbevolen. Voor de overige soorten zijn de gebruikte macro-uitwijkingspercentages gebaseerd op Dierschke *et al.* (2016) en Skov *et al.* (2018), conform eerdere MER'en. Om het effect van habitatverlies voor deze soorten te kwantificeren, hanteren we in voorliggend rapport een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken).

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.

5.2.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen

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 Nederwiek I-B kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van Nederwiek I-B, 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 Nederwiek I-B gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dichterbij Nederwiek I-B liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in Nederwiek I-B terecht kunnen komen.

Habitatverlies en barrièrewerking

Voor de berekening van habitatverlies onder kolonievogels uit beschermde natuurgebieden is eerst het aantal slachtoffers door habitatverlies in het broedseizoen bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van de slachtoffers door habitatverlies die berekend zijn voor lokale vogels, maar dan alleen die in het broedseizoen slachtoffer worden. Dit aantal slachtoffers is vervolgens vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie ook §5.2.1) om het aantal slachtoffers onder broedende volwassenen 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 windpark kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van de windparken, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windpark te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van een windpark gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windpark. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichter bij een windpark liggen zwaarder mee. Daarnaast is als worst case-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in het windpark terecht kunnen komen.

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.

5.2.3 Trekvogels

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 het Basic Band Model (Band *et al.* 2007), omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. Er is specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels 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 rotgans voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de rosse grutto voor steltlopers en de spreeuw voor zangvogels (Tabel 5.4). De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep levert het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage op toegepast (cf. Woodward et al. 2024). Voor elke soortengroep, is de fractie op rotorhoogte ook toegepast, ook op basis van waardes in Woodward *et al*. (2024).

Tabel 5.4 *Gebruikte parameters in de sCRM berekeningen voor trekvogels. De bronnen voor de verschillende parameters zijn weergegeven met letters in de tabel en onderaan uitgelegd.*

Soort	Lichaamslengte (m) [a]		spanwijdte (m) [a]		vliegsnelheid (m/s)		uitwijking (%) [b]	Proportie op rotorhoogte[b]
	Gem.	sd	Gem.	sd	Gem.	sd		
Rotgans	0,59	0,0083	1,15	0,02	17,90[b]	6,10[b]	99,98	0,5
Bergeend	0,63	0,015	1,22	0,04	18,21[b]	4,32[b]	98,51	0,5
Rosse grutto	0,38	0,0033	0,75	0,02	18,30[b]	2,10[b]	99,96	1
Spreeuw	0,22	0	0,40	0,01	17,00[c]	3,10[c]	98,00	0,5
Blauwe reiger	0,94	0	1,85	0,00	11,20[d]	0,00	99,28	1
Buizerd	0,54	0	1,21	0,00	11,60[d]	0,00	99,57	1

a Snow & Perrins (1998), b Woodward *et al.* (2024), c Culla (2022), d Alerstam *et al.* (2007)

Habitatverlies en barrièrewerking
Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in Nederwiek I-B 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.

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. Momenteel wordt in het kader van het KEC onderzoek naar gedaan hoe deze effecten gekwantificeerd kunnen worden (IJntema in prep.).

5.2.4 Toetsingscriteria en cumulatieve beoordeling

In het kader van de Ow moet beoordeeld worden of de realisatie van Nederwiek I-B 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. Voorgaand zijn zij in drie paragrafen behandeld volgens de methodes waarop hun data worden verzameld. Er wordt echter bij lokale vogels onderscheid gemaakt tussen lokale vogels in het algemeen, lokale vogels als niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden en lokale vogels binnen het broedseizoen. Hiervoor worden in het vervolg de volgende omschrijvingen gebruikt:

- lokale zeevogels in het algemeen;
- lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden;
- broedvogels uit Natura 2000-gebieden;
- trekvogels.

Cumulatie
Voor de effecten op soortniveau worden in de beoordelingen cf. de KEC-methodiek dichtheidskaarten gebruikt die langjarige gemiddelden bevatten (zie paragraaf 5.1). De data waarop deze gemiddelden zijn gebaseerd gaan dusdanig ver terug in de tijd dat er geen sprake kan zijn van verdiscontering van eventuele effecten van offshore windparken in de aantalsontwikkelingen van vogels. Daarom worden hier alle bestaande en toekomstige windparken, waarvoor een vergunning is afgegeven, gecumuleerd. In voorliggende rapportage betekent dit concreet dat de meest recent beschikbare cumulatiestudie, te weten het KEC 5.0, gebruikt is. Hierbij zijn de toenmalig beschikbare effecten van Nederwiek I-B vervangen door die van het huidige worst-case alternatief van Nederwiek I-B, alternatief 1b, omdat er ten tijde van het KEC 5.0 minder specifieke informatie over Nederwiek I-B beschikbaar was.

In de beoordeling van de effecten op broedkolonies in Natura 2000-gebieden zijn alleen de windparken meegenomen die gerealiseerd zijn na de laatste jaargetallen dat

broedgegevens van de betreffende soort uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling (zie Tabel 11.9 voor de windparken die zijn meegenomen). Hiermee wordt de aanname gedaan dat de effecten van windparken vóór dat jaartal in de koloniegroottes moeten zijn verdisconteerd (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R213). Effecten van windparken na dat jaartal kunnen vanzelfsprekend nog geen invloed hebben gehad op de koloniegroottes. In deze cumulatieve beoordeling op broedvogels in Natura 2000-gebieden is uitgegaan van het (verwachte) jaar van ingebruikname van windparken zoals gepubliceerd volgens de meest recente Routekaart voor de Nederlandse windparken en vermeld in KEC 5.0 voor de buitenlandse windparken.

Waar een kwantitatieve beoordeling van effecten mogelijk is (bv. Aantallen aanvaringsslachtoffers ten opzichte van een 'populatie') worden stapsgewijs twee verschillende criteria gehanteerd:

1% ORNIS-criterium
Als eerste toetsingsniveau wordt 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 IHD zitten, zodat de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen meer inzicht geven in 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 van kleine mantelmeeuw in Natura 2000-gebieden te beoordelen (telgegevens via sovon.nl). Normaliter zijn data beschikbaar voor de vijf meest recente jaren waarvan vervolgens het gemiddelde wordt berekend als uitgangswaarde. Voor de betreffende Natura 2000-

gebieden bleek een dergelijke datareeks alleen beschikbaar voor Duinen Vlieland. Voor Waddenzee en Duinen en Lage Land Texel was de datareeks van de afgelopen 5 jaar onvolledig; daarom is voor de Waddenzee gewerkt met het gemiddelde van jaren 2018 en 2023, en voor Duinen en Lage Land Texel met data van 2018, 2023 en 2024.

Populatiemodellen en ALIs voor toetsing van cumulatieve effecten van alle geplande windparken op populatieniveau

Bij soorten met een IHD voor nabijgelegen Natura 2000-gebieden wordt in dit achtergronddocument eerst gekeken of een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm plaatsvindt. Zo ja, dan wordt in een tweede stap ter beoordeling van effecten op populatieniveau populatiemodellen gebruikt. Voor soorten zonder dergelijke IHD's wordt sowieso een populatiemodel gerund. In beide gevallen wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het null-scenario (scenario zonder windparken in de Noordzee, dus ook zonder extra sterfte door windparken), als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van geplande windparken (inclusief Nederwiek I-B) is meegenomen (het scenario met impact).

Voor vogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau zijn binnen het KEC 5.0 populatiemodellen opgesteld met een vernieuwde methodiek (IJntema et al. 2025; Soudijn et al. 2025). 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, die de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken. 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 geeft 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 of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022a; deze heeft recent een update gehad in Hin *et al.* (2024)). Deze soortspecifieke drempelwaarden ('levels') zijn in de vorm van:

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

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 40 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 40 jaar zonder impact (het null scenario), wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken. Hierbij worden alle windparken voor de gehele duur van 40 jaar meegenomen.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd, waarbij referentiepunt van X is de mediaan van de populatiegrootte zonder extra sterfte. Hiertoe zijn door LVVN drempelwaarden voor zowel X als Y opgesteld op basis van advies van Sovon (Sovon 2024a, Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). Deze drempelwaarden zijn afhankelijk van de International Union for Conservation of Nature (IUCN)-status en Staat van Instandhouding van de betreffende soort en daarnaast van de EU Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) en vogelgriep.

Potential Biological Removal (PBR)
De hierboven beschreven populatiemodellen en ALI criteria waren niet voor alle vogelsoorten beschikbaar waarvan in Nederwiek I-B jaarlijkse slachtoffers verwacht worden. Voor deze soorten is teruggegrepen op de beoordelingsmethode van het KEC 1.0, namelijk de Potential Biological Removal (PBR; Rijkswaterstaat 2015). De PBR-methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten, zoals populatiegroeicurves en minimum populatieschattingen. De PBR wordt gezien als een minder specifieke maat dan populatiemodellen (Green *et al.* 2016). Echter, bij het ontbreken van dergelijke modellen of voldoende gegevens voor de inputparameters van die modellen is de PBR wel een algemeen toepasbare methode.

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. Er worden verschillende methodes ontwikkeld waarvan een aantal inmiddels ook in offshore omstandigheden ingezet worden om slachtoffers te meten (e.g. Amichai *et al.* 2025). Het aantal van dergelijke metingen is echter nog zeer beperkt en wordt nog niet voldoende betrouwbaar geacht (Jonge Poerink & Brabant 2025).

Momenteel wordt binnen Wozep onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden van het ontwikkelen van een betrouwbaar model om vleermuisaanvaringen in offshore windparken te voorspellen (Jonge Poerink & Brabant 2025). Er is consensus onder deskundigen dat tot het beschikbaar komen van een dergelijk model schattingen over het aantal vleermuisslachtoffers in offshore windparken alleen op basis van expert opinion gemaakt kunnen worden (Royal HaskoningDHV 2024, Jonge Poerink & Brabant 2025). Het is bekend dat vleermuisactiviteit in windparken op zee lager ligt dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Ook zal het aantal slachtoffers op zee lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Windparken onshore kunnen in de leefomgeving van lokaal verblijvende vleermuizen liggen, terwijl in windparken op zee geen sprake is van een lokale vleermuispopulaties.

- 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, bijvoorbeeld in juli en de eerste helft van augustus. 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 dergelijke windparken die gesitueerd zijn in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden, namelijk gemiddeld rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a, Limpens *et al.* 2013). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: gezien de lage activiteit die doorgaans op zee (akoestisch) wordt gemeten, het beperkte seizoen en soortenspectrum ligt het aantal slachtoffers ook ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar (Leopold *et al.* 2015). Tijdens een expertmeeting (Royal HaskoningDHV 2024) is overeengekomen dat het verstandig is om voorlopig van dezelfde schatting voor het aantal slachtoffers uit te gaan voor offshore windparken op de Noordzee. 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 §5.2.4. Voor vleermuizen zijn geen populatiemodellen beschikbaar zoals voor vogels. Vooralsnog is dit een kennisleemte die in de toekomst gevuld moet worden (cf. advies Commissie mer voor windparken IJmuiden Ver Alpha (2023)). Daarom wordt als tweede stap bij vleermuizen gebruik gemaakt van het zogenaamde Potential Biological Removal (PBR) criterium, indien sprake is van een overschrijding van de 1%- mortaliteitsnorm bij een bepaalde soort.

De PBR-methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Het is een algemeen toepasbare methode bij het ontbreken van populatiemodellen of voldoende gegevens voor de inputparameters voor populatiemodellen. De redeneerlijn die door de overheid wordt aangehouden in de KEC-studies is dat indien (cumulatieve) effecten onder de PBR blijven, significant negatieve effecten zijn uit te sluiten en er geen nadelige gevolgen zijn voor de gunstige staat van instandhouding.

5.4 Effectbepaling en -beoordeling vissen

De effecten van een windpark in Nederwiek I-B 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 de Omgevingswet en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor Nederwiek I-B hierbij om de kabeljauw, Europese aal en kraakbeenvissen (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 Nederwiek I-B 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 specifiek gekeken naar relevante soorten en/of habitats conform de Omgevingswet en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor Nederwiek I-B hierbij om *Sabellaria-riffen*. 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 5.5 gehanteerd.

Tabel 5.5 *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 Ow 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 Ow 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 Ow 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 Ow 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 Ow overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied

6.1 Vogels

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in Nederwiek I-B 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' (lokale zeevogels in het algemeen; lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden; broedvogels uit Natura 2000-gebieden; en trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Lokale zeevogels betreffen de eerste twee vogelgroepen. Het zijn met name pleisterende niet-broedvogels die in het studiegebied verblijven, vooral in herfst en winter. De twee groepen verschillen in hoeverre de betreffende soorten een IHD voor Natura 2000-gebieden buiten het broedseizoen hebben of niet. Dit verschil is met name van belang vanuit het oogpunt van toetsing. Vogels broeden niet binnen het studiegebied, 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 die dichtbij of aan de kust zijn gelegen maar buiten de begrenzing van Natura 2000-gebieden. Op zee is het onderscheid tussen de herkomst van de broedvogels echter niet of nauwelijks te maken zodat alle worst case worden toebedeeld aan Natura 2000-gebieden. Onder de **trekvogels** in het studiegebied vallen bijvoorbeeld 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 bij twee groepen (of alle drie) wordt genoemd.

6.1.1 Lokale zeevogels in het algemeen waaronder lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden

Het voorkomen van de meeste zee- en kustvogelsoorten in windenergiegebied wordt besproken aan de hand van Tabel 6.1. Hier worden de dichtheden per tweemaandelijkse periode in het windenergiegebied gegeven. In deze tabel worden in vet soorten die met een dichtheid van afgerond minstens 0,01 vogel/km^2 in het gebied voorkomen. Effecten op vogelsoorten met een lagere dichtheid kunnen als incidenten beschouwd worden; vogelsoorten met een dichtheid < 0,01 in > 5 % van de 1000 simulaties worden niet verder behandeld in dit rapport. Dit betreft in het geval van Nederwiek I-B de grote jager, kleine

jager, grote stern, eider, zwarte zee-eend, papegaaiduiker en aalscholver (zie Tabel 6.1). Toch worden enkele soorten of soortgroepen die niet in vet staan in Tabel 6.1 hier ook besproken om een betere indruk te verkrijgen van de soortensamenstelling in Nederwiek I-B. Voorbeelden daarvan zijn de jagers en zee-eenden.

Tabel 6.1 *Dichtheden van zeevogels in Nederwiek I-B gebruikt in de slachtofferberekeningen op basis van MWTL-/ESAS-tellingen (cf. KEC 4.0; Potiek et al. 2022b of KEC 5.0; van Donk et al. 2025) of dichtheidskaarten van Waggit et al. (2020). **Vetgedrukte** soorten worden verder behandeld in voorliggende rapportage. [1]Voor de soorten waar meerdere simulaties van dichtheidskaarten als input voor de slachtofferberekening dienen, is de mediane dichtheid weergegeven.*

Soort	aug/sep	okt/nov	dec/jan	feb/maa	apr/mei	jun/jul
ongedetermineerde duiker	0,00	0,00	0,04	0,14	0,03	0,00
noordse stormvogel	0,20	0.15	0,14	0,14	0,17	0,20
noordse pijlstormvogel	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02
jan-van-gent[1]	0,07	0,29	0,01	0,00	0,01	0,08
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
dwergmeeuw	0,66	0,14	0,01	<0,01	0,47	<0,01
kleine mantelmeeuw[1]	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
zilvermeeuw[1]	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
grote mantelmeeuw[1]	0,00	0,04	0,04	0,01	0,00	0,00
drieteenmeeuw[1]	0,04	0,07	0,49	0,23	0,05	5,52
grote stern[1]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
visdief/noordse stern	0,36	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
zeekoet[1]	1,01	0,12	0,59	0,48	0,67	0,69
alk[1]	0,00	0,15	0,16	0,44	0,00	0,00
papegaaiduiker	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
eider	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
zwarte zee-eend	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
aalscholver	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

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). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen duikers in Nederwiek I-B meestal in de winter voor, en alleen in lage dichtheden (Tabel 6.1).

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 omdat 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 voor Nederwiek I-B zien dat Noordse stormvogels de hele jaar door aanwezig zijn, met een piek in de zomer maanden (0,4 vogels/km^2; Tabel 6.1).

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes
Twee soorten pijlstormvogels komen in de trektijd 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. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen noordse pijlstormvogels in Nederwiek I-B alleen in de lente- en zomermaanden voor, en dan in lage dichtheden (Tabel 6.1). Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar deze soorten ook 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 Nederwiek I-B 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). Dichtheden van jan-van-genten op basis van MWTL-/ESAS-tellingen in Nederwiek I-B waren maximaal 0,29 vogels/km^2.

Aalscholvers

De aalscholver vestigt steeds meer broedkolonies in de Nederlandse 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 Nederwiek I-B 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 Nederwiek I-B 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 Nederwiek I-B 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 voedselvoorraad 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, uitsluitend in de trekperiode (Poot *et al.* 2011). Voor Nederwiek I-B tonen de MWTL-tellingen de afwezigheid aan van zowel grote als zwarte zee-eend en van eider.

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. 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. De huidig beschikbare MWTL-tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in Nederwiek I-B zien. In Nederwiek I-B waren geen grote of kleine jagers waargenomen (Tabel 6.1). Hetgeen komt redelijk overeen met tellingen vanaf K14, waar alleen zeer lage aantallen kleine en middelste jagers 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 is 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 aanlandingsplaats of slaapplaats. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele meeuwen.

In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als echte trekvogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden. 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.

Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de maximale dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 0,25; 0,01 en 0,04 vogels/km^2 in Nederwiek I-B (Tabel 6.1). Vanwege het verbod op actieve 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 dichtheid van maximaal 5,52 vogels/km^2 voor Nederwiek I-B op basis van de MWTL-tellingen. In de zomer komen de grootste aantallen voor, maar ook in de wintermaanden zijn drieteenmeeuwen in gematigde aantallen aanwezig (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 Nederwiek I-B. 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 deze range.

Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. In het plangebied komen dichtheden van 0,66 vogels/km^2 in augustus en september 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 niet in Nederwiek I-B voor. Grote sterns werden vanaf K14 ook 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 Nederwiek I-B niet voor. Ook tijdens tellingen vanaf K14 zijn beide soorten niet waargenomen (Fijn *et al.* 2012). Volgens de MWTL-/ESAS-tellingen bedraagt de hoogste dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern 0,36 vogels/km^2 in het najaar in Nederwiek I-B (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).

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 komen zeekoeten op de hoogste aantallen in de zomer voor (maximaal aantal 1,01 vogels/ km2), terwijl dichtheden van alken pieken in het begin van het voorjaar (0,44 vogels/km2) in Nederwiek I-B. Papegaaiduikers komen er niet voor (Tabel 6.1), en ook kleine alken zijn in dit gebied afwezig. Vanaf K14 worden papegaaiduikers voornamelijk aan het begin van het jaar (februari) gezien, en kleine alken slechts in zeer lage aantallen (Fijn *et al.* 2012).

6.1.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Effecten van een windpark in Nederwiek I-B 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 IHD voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied kunnen en zullen bereiken. Dit wordt gedaan op basis van foerageerranges cf. Woodward *et al.* (2024) (Tabel 6.2). De maximale foerageerafstand geeft aan tot welke theoretische afstand een vogel energetisch in staat is om te vliegen vanuit een kolonie. De gemiddelde afstanden zijn meer realistische afstanden die door een gemiddeld aantal vogels daadwerkelijk kunnen worden afgelegd. Beide afstanden zeggen iets over de welke broedgebieden in beeld moeten worden gebracht voor de effectbepaling en effectbeoordeling. In deze paragraaf worden de relevante broedgebieden voor de meeste soorten inzichtelijk gemaakt met een kaart met foerageerranges rondom het windenergiegebied. 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, wordt dit alleen tekstueel toegelicht.

Tabel 6.2 *Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange (in kilometers) van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van Woodward et al. (2024) tenzij anders vermeld.*

Soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddelde 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

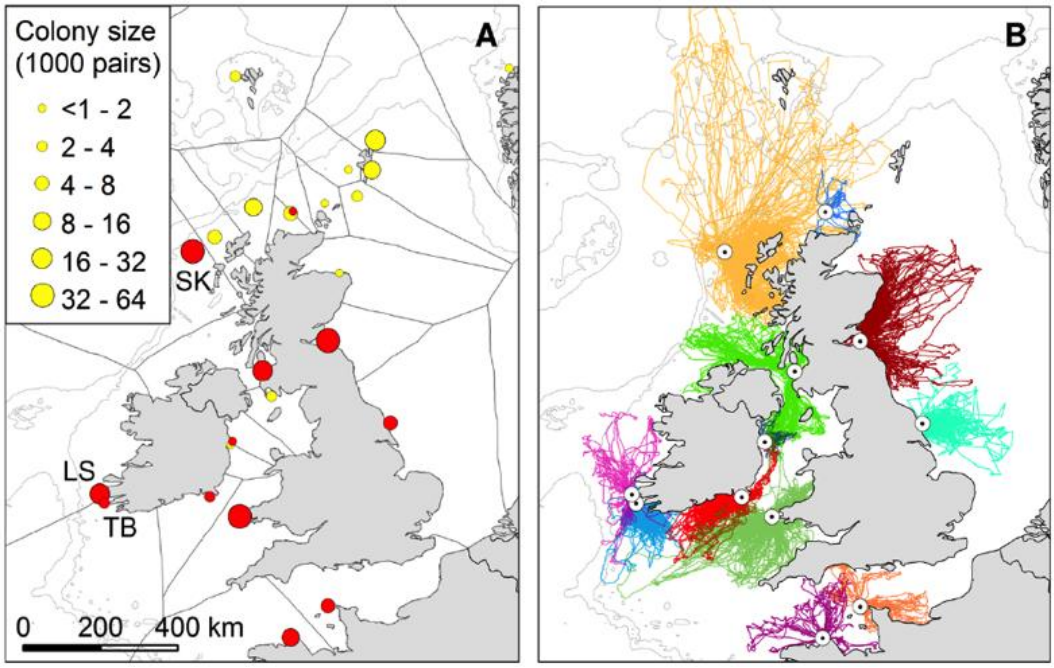
* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers, maar via andere data

^ Vogels uit Nederlandse kolonies hebben veel meer kustgebonden verspreiding

Jan-van-gent

De dichtstbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van Nederwiek I-B 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 (vice versa) en een maximale foerageerrange van 709 km zijn vastgesteld (e.g. Wanless 1984, Garthe *et al.* 2007a, 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Woodward *et al*. 2024), maar dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Vanwege recent onderzoek met behulp van telemetrische-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) kan momenteel een veel nauwkeurigere schatting worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten uit Britse en Franse kolonies (Figuur 6.1).

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 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 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, maar 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). De gemiddelde foerageerafstand van alle studies waarbij foerageerranges van jan-van-genten zijn berekend, leverde een gemiddelde waarde van 120 km op en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 315 km (Woodward *et al.* 2024).



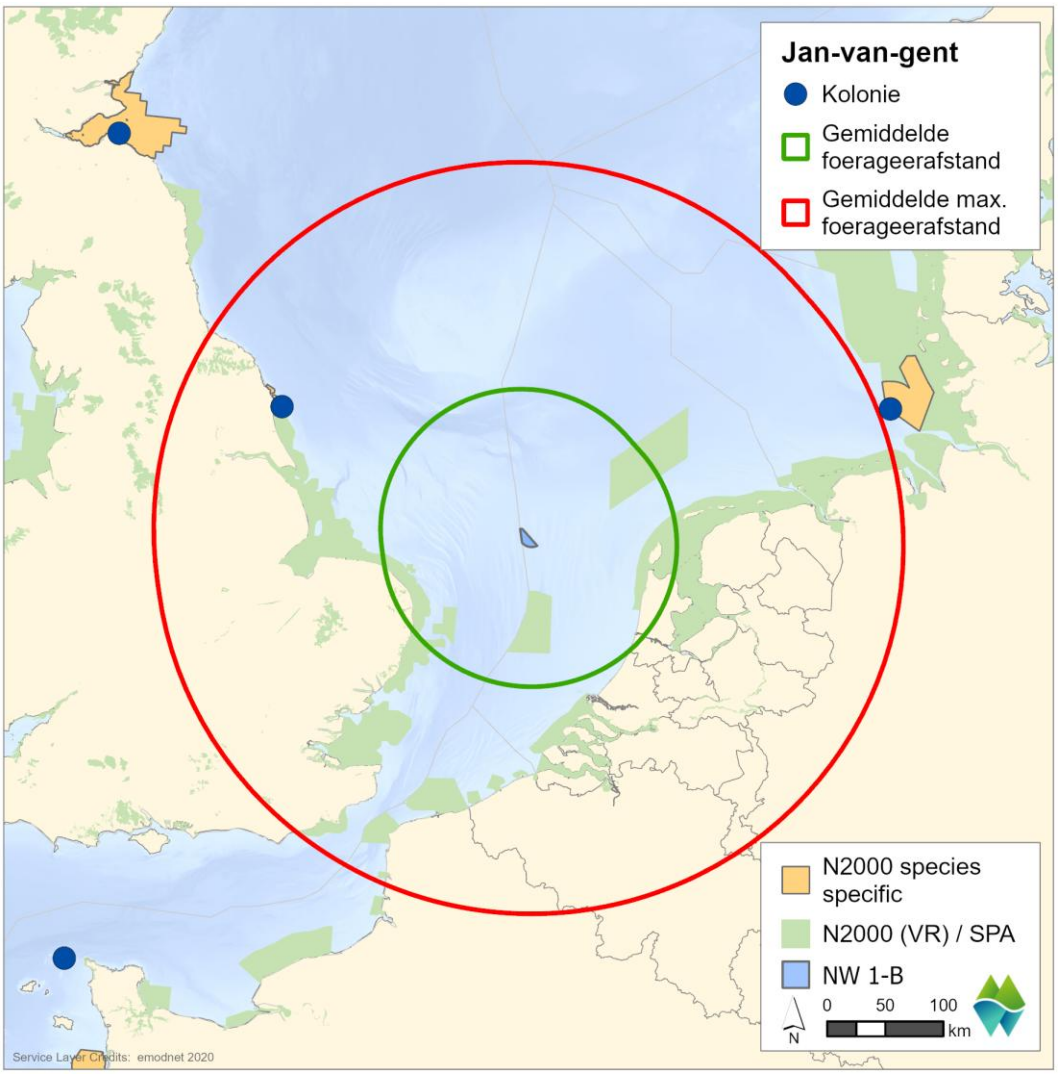
Figuur 6.1 *Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten. Nederwiek I-B ligt ongeveer op 300 km afstand van de meest zuidelijke kolonie in Engeland. Let op dat de kolonie op Helgoland (Duitsland) niet is afgebeeld. Bron: Wakefield et al. (2013).*

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).

Nederwiek I-B ligt net buiten de gemiddelde maximale foerageerrange van de jan-van-gent vanuit de kolonie op het Duitse eiland Helgoland (Figuur 6.2). De kolonie op Helgoland is

daarnaast relatief klein (1.298 paar in 2020, J. Dierschke, pers. Comm.), waardoor geen regelmatig voorkomen wordt verwacht voor deze vogels en tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering zullen vormen. Op basis van GPS-logger onderzoek mag bovendien worden geconcludeerd 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 Nederwiek I-B is daarmee onwaarschijnlijk.

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 Nederwiek I-B.*

Aalscholver

In Nederland zijn foerageerafstanden van aalscholvers van 20 tot 30 km bekend uit het IJsselmeer (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 ook een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. In enkele aalscholverkolonies in het Nederlandse Deltagebied is onderzoek gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b). Dit onderzoek leverde een maximale foerageerafstand van 28 km van deze broedkolonie op voor deze soort (Fijn *et al.* 2014b). Dit komt overeen met recent literatuuronderzoek waarbij een gemiddelde maximale foerageerafstand van 26 km werd gevonden (Woodward *et al.* 2024). De gemiddelde foerageerafstand was 7 km.

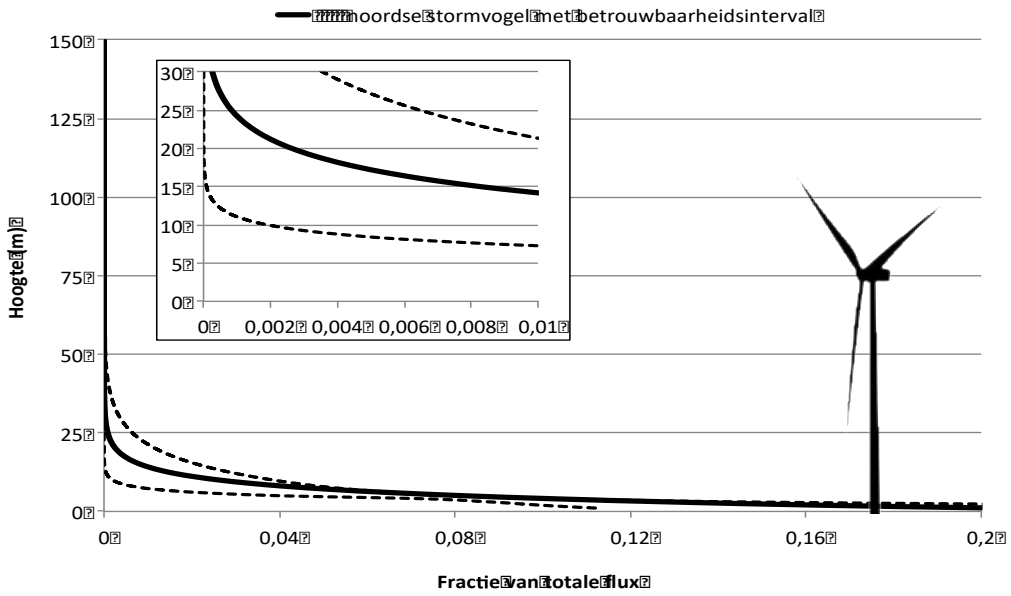
De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Aalscholvers kunnen niet voor lange tijd op het water verblijven omdat hun veren tijdens zwemmen of foerageren water opnemen en daarna moeten drogen. Op zee bieden structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden hiervoor of om te rusten. In OWEZ, PAWP en Luchterduinen foerageren regelmatig aalscholvers (Leopold *et al.* 2011, 2013b, Skov *et al.* 2016). Deze onderzoeken zijn echter deels in het winterhalfjaar uitgevoerd en hebben daarom niet per se betrekking op broedvogels. Ook vogels die er in het broedseizoen worden waargenomen, zijn zeker niet alle afkomstig uit nabijgelegen (Noord-Hollandse) kolonies.

In Nederwiek I-B zijn tijdens MWTL/ESAS tellingen geen aalscholvers waargenomen. Er kan worden aangenomen dat dit na de constructie van het windpark zou kunnen veranderen om bovenstaande redenen. Echter, in tegenstelling tot de dicht bij de kust gelegen windparken OWEZ, PAWP en Luchterduinen ligt Nederwiek I-B op veel grotere afstand van de kust, en zelfs buiten de maximale foerageerrange van aalscholvers. Het windenergiegebied zal daarmee niet regelmatig worden benut door broedvogels van deze soort. Van de vogels die de windparken bezoeken is daarnaast niet bekend in welke mate zij broedende vogels betreffen. 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 vastgesteld (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. Meer recent is op basis van GPS-loggers een gemiddelde foerageerrange vastgesteld van kleiner 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 doorgaans heel laag (Johnston *et al.* 2014). De fractie die hoger vliegt dan 25 m (de tiplaagte in Nederwiek I-B) is maximaal 0,33% van de totale flux (Figuur 6.3). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn.

Aanvaringsslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit rapport.



Figuur 6.3 *Cumulatieve fractie (met 95% betrouwbaarheidsinterval) van vluchten per hoogteband (in m) van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).*

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, maar de grootste afstanden voor deze soort worden gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (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 (Woodward *et al.* 2024) liggen alleen twee kolonies aan de Engelse kust dichtbij genoeg om het windpark te bereiken (Figuur 6.4). Daarnaast is aan de westkant van het Friese Front op de Nederlandse Noordzee op het platform L7B ook een kolonie van 375 paar drieteenmeeuwen aanwezig (Fijn *et al.* 2023). Al deze kolonies bevinden zich echter 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 6.4 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van drieteenmeeuw (55 en 156 km) rond Nederwiek I-B.*

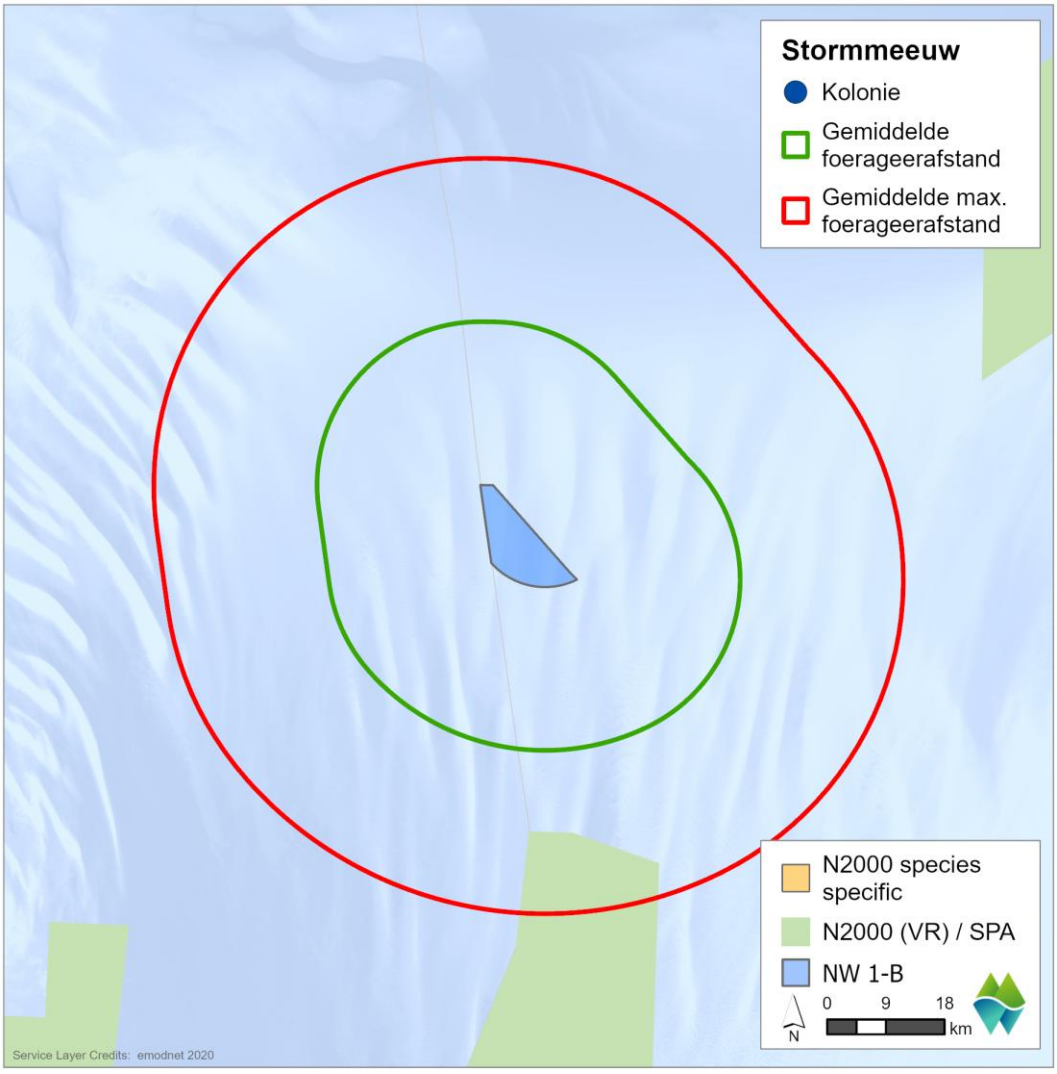
Kokmeeuw

Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (van der Hut *et al.* 2007), maar 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. Tijdens ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen zijn ook geen kokmeeuwen waargenomen in Nederwiek I-B. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Stormmeeuw

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 Nederwiek (Figuur 6.5). Aanvaringsslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.

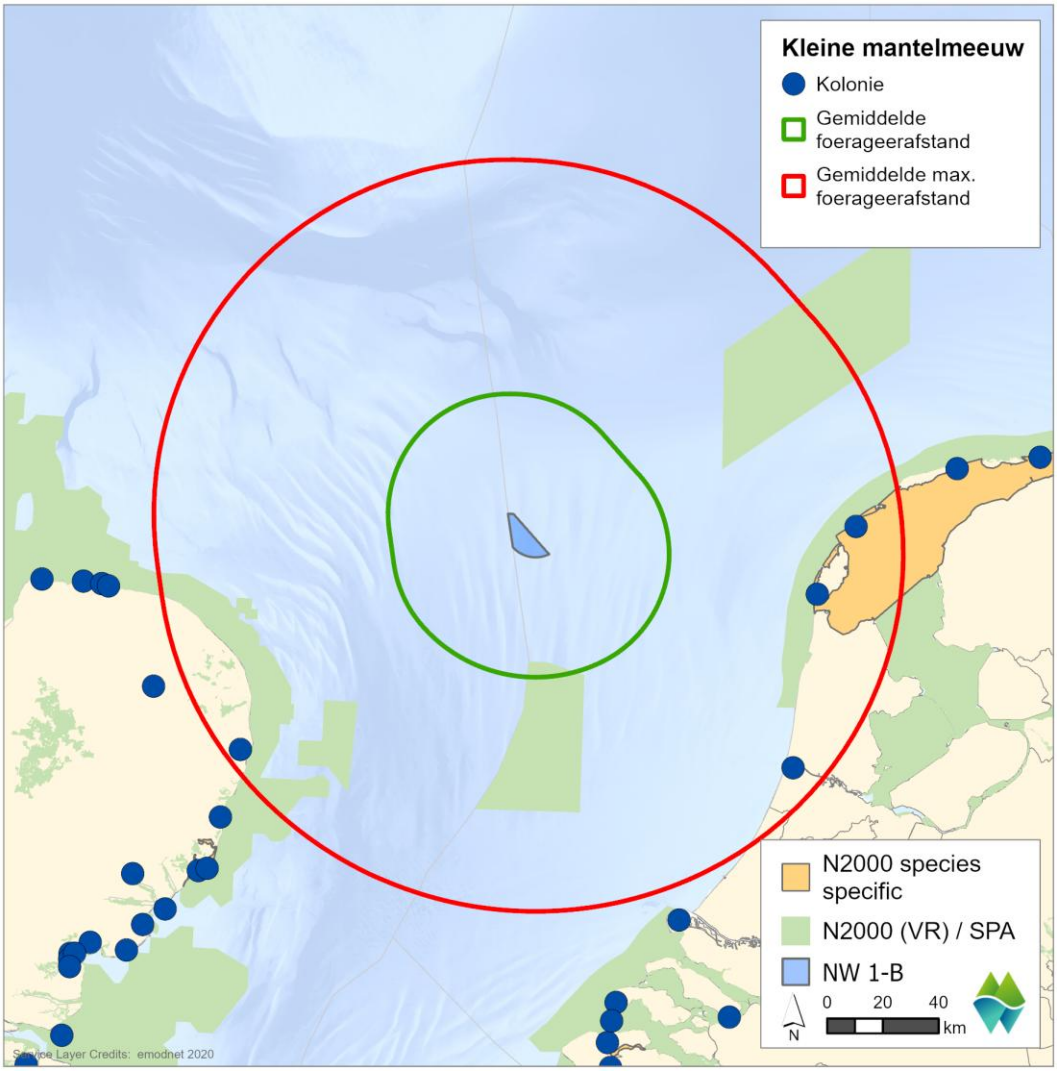


Figuur 6.5 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van stormmeeuw (25 en 50 km) rond Nederwiek I-B.*

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). GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) liet zien dat individuen vanuit die kolonie een gemiddelde foerageerafstand van 80 km buiten de kolonie hebben. Onderzoek in een kolonie in het Natura 2000-gebied Krammer-Volkerak leverde echter op dat 95% van de foerageertochten korter was dan 25 km. Woodward *et al.* (2024) bepaalden een gemiddelde en gemiddelde maximale foerageerafstand van 43 respectievelijk 127 km.

Op basis hiervan ligt het windenergiegebied binnen het bereik van meerdere kolonies (Figuur 6.6). 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 dan Natura 2000-gebieden komen (zoals IJmuiden en Tweede Maasvlakte). Het windenergiegebied ligt echter wel binnen het bereik van de kleine mantelmeeuwen van de kolonies van de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Duinen en Lage Land Texel en Duinen Vlieland. Aanvaringsslachtoffers uit deze drie gebieden worden daarom **wel** meegenomen in voorliggend rapport.



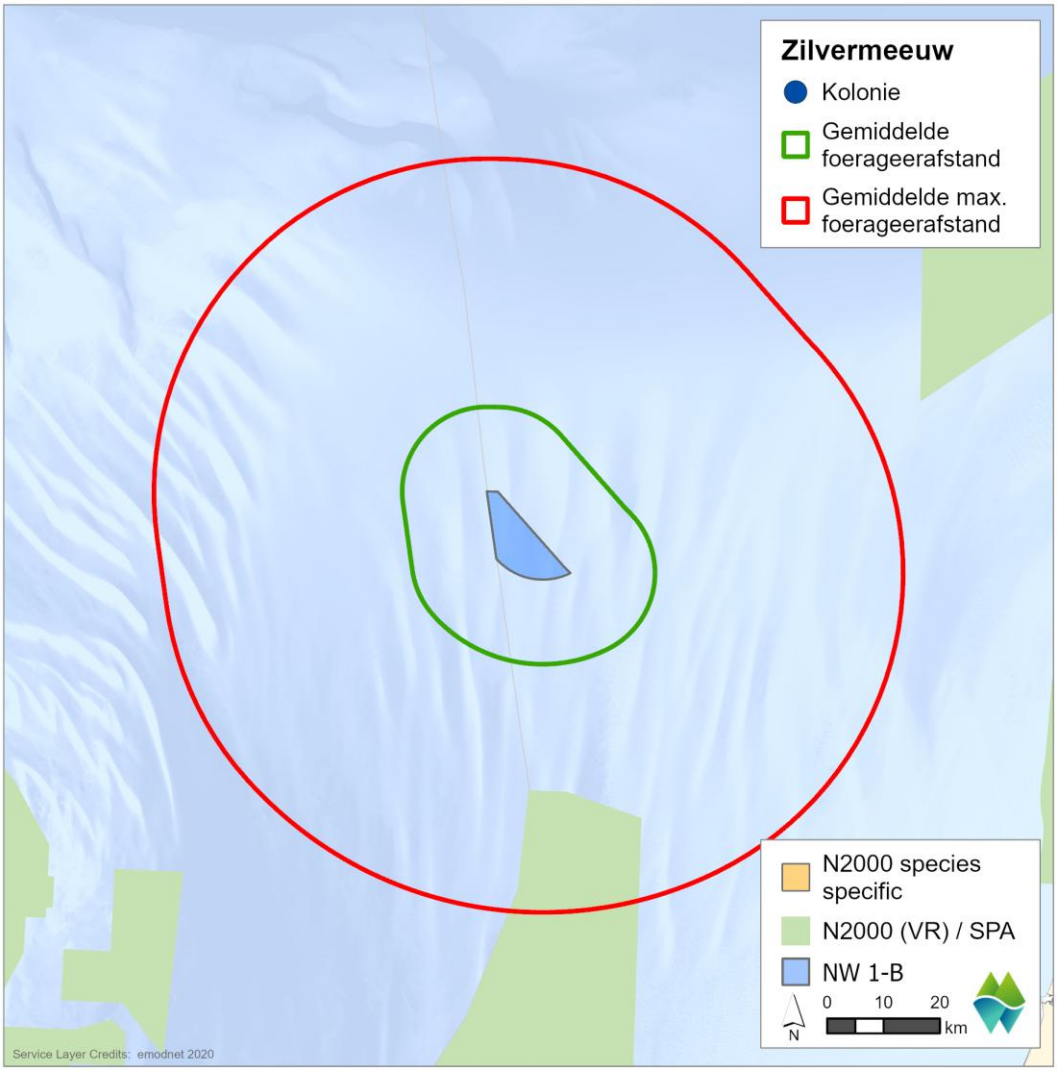
Figuur 6.6 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (43 en 127 km) rond Nederwiek I-B.*

Zilvermeeuw

Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (van der Hut et al. 2007). Woodward et al. (2024) berekende een gemiddelde range van 15 km 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, en ook iets verder op zee.

Het windenergiegebied ligt op basis van foerageerranges te ver van kolonies om foeragerende zilvermeeuwen gedurende het broedseizoen te verwachten (Figuur 6.7). Aanvaringsslachtoffers van zilvermeeuwen uit kolonies kunnen daarom als incidenteel beschouwd worden en de soort wordt daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.7 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (15 en 59 km) rond Nederwiek I-B.*

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid-Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is weinig bekend over de foerageerrange. GPS-logger onderzoek bij 11 broedvogels aan de Engelse kust vond dat grote mantelmeeuwen bijna

uitsluitend dicht bij de kust foerageerden, met een maximale foerageerrange van 20 km (Bogdanova *et al*. 2015, Leopold 2017). Het Nederwiek I-B 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. Waar deze kolonies in beschermd Natura 2000-gebied liggen, hebben zij niet de status van IHD. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

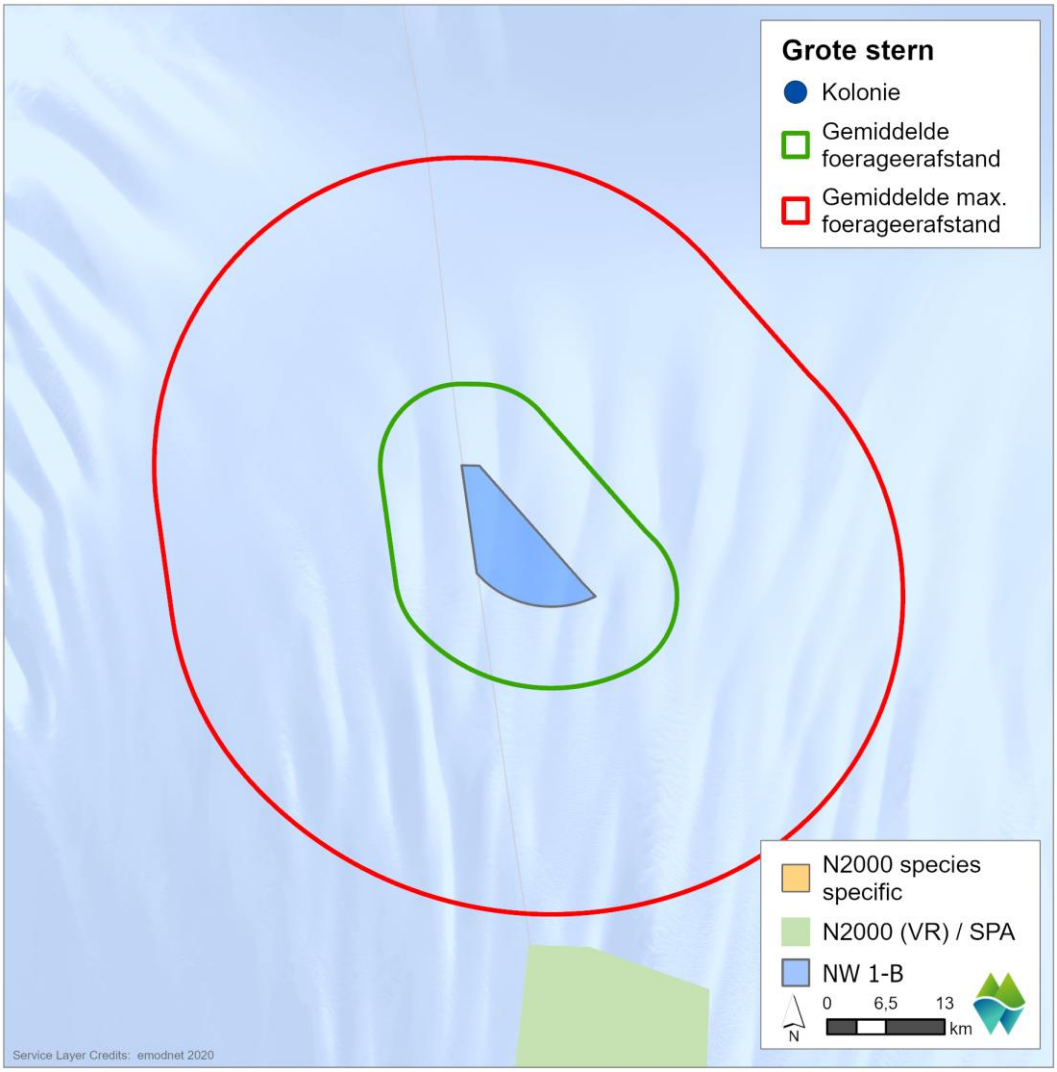
Dwergstern
Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van twee onderzoeken bij de kolonie van Scroby Sands vastgesteld door middel van radiozenders, die vervolgens werden bevestigd door visuele waarnemingen. Deze range was gemiddeld ongeveer 3 km van de kolonie (max. 5 km) met een gemiddeld maximum van circa 5 km (Woodward *et al.* 2024). Gezien de grote afstand van Nederwiek I-B tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns is uitgesloten dat broedende dwergsterns foerageren in of bij 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, en in mindere mate in het Deltagebied. 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 circa 26 km (Woodward *et al*. 2024). Vanwege de grote afstand van Nederwiek I-B tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageren in of bij 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. Woodward *et al.* (2024) vermeldde 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 (Poot *et al.* 2013). Gezien de grote afstand van Nederwiek I-B tot de dichtstbijzijnde visdievenkolonies is uitgesloten dat broedvogels foerageren in of bij dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

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 een kolonie ligt (Poot *et al*. 2013, Fijn *et al*. 2014a). Bij recent grote sternonderzoek 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 wordt er hiervan uitgegaan dat Nederwiek I-B buiten bereik van grote sternkolonies ligt (Figuur 6.8). Aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



Figuur 6.8 *Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van grote stern (9 en 34 km) rond Nederwiek I-B.*

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 circa 73 km (Woodward *et al.* 2024). De dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten bevinden zich in het noorden van Engeland, op circa 300 km afstand. Gezien

de grote afstand van Nederwiek I-B 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 circa 89 km (Woodward et al. 2024). De dichtstbijzijnde kolonies van alken bevinden zich in het noorden van Engeland, op circa 300 km afstand. Gezien de grote afstand van Nederwiek I-B 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 Trekvogels

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 Nederwiek I-B. 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 per soort. 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 Nederwiek I-B vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee.

Soortenspectrum
Boven Nederwiek I-B trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels.

Zeevogels
Boven Nederwiek I-B 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 door Nederwiek I-B, soms in substantiële aantallen: noordse stormvogel, jan-van-gent, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet

en alk. Met name dwergmeeuw is interessant binnen deze kaders omdat deze soort vooral in het voorjaar 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.

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).

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 Nederwiek I-B 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 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 Nederwiek I-B, in combinatie met toekomstige windparken in Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver, zorgt voor verdichting van trekbanen door macro-vermijdingsgedrag (Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment zijn hier geen concrete meetgegevens over beschikbaar. In een recente camera-gebaseerde studie maakten migrerende sternen gebruik van een Belgische offshore windpark als foerageer- en rustplek tijdens hun trek naar broedkolonies in noord Europa (Stienen et al. 2024); dit

laat zien dat effecten van offshore windparken voor trekkende zeevogels waarschijnlijk soort-specifiek zullen zijn.

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). Uit Van Gasteren *et al*. (2002) blijkt een verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn bij IJmuiden, op 3 km en op 10 km van ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, maar deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van Nederwiek I-B 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 op 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 Nederwiek I-B betekent dit specifiek dat het 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). Het aantal landvogels die de Noordzee overvliegt wordt vaak als laag beschouwd, maar een recente studie schat in dat ca. 25% van trekkende landvogels over open Noordzeegebieden vliegt tijdens de herfstmigratie (Brust & Hüppop 2021).

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. Op basis van de metingen op K14 kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer ca. 400.000 vogels, waarvan ca. 125.000 zangvogels per km per jaar, langs K14 vlogen (Fijn *et al.* 2012).

'Landvogels': ganzen en zwanen

Rond K14 werden kolgans en rotgans met zekerheid gezien, en tevens diverse 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 aandeel ganzen en zwanen van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor het gebied K14 een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van ruim 1.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte berekend. Omdat voor Nederwiek I-B geen specifieke fluxen van 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. We hanteren daarom deze schatting voor fluxen van deze soortgroep in Nederwiek I-B (Tabel 6.3).

'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 aandeel waargenomen eenden van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor het gebied K14 een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 60 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte berekend. Omdat geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor Nederwiek I-B bekend zijn en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in Nederwiek I-B (Tabel 6.3).

'Landvogels': reigers
Rond K14 zijn geen reigersoorten vastgesteld (Fijn *et al.* 2012), zodat geen aanvaringsslachtoffers worden verwacht in Nederwiek I-B.

'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 aandeel roofvogels en uilen van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor het gebied K14 een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 100 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte berekend. Omdat geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor Nederwiek I-B bekend zijn en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in Nederwiek I-B (Tabel 6.3).

'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 aandeel waargenomen steltlopers van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor het gebied K14 een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 300 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte berekend. Er zijn geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor Nederwiek I-B bekend. Bovendien zijn er geen lokale fluxmetingen gedaan, zodat dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in Nederwiek I-B is (Tabel 6.3).

'Landvogels': duiven en zangvogels
Rond K14 werden Turkse tortel, houtduif, holenduif, roek, kauw, veldleeuwerik, boomleeuwerik, huiszwaluw, boerenzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, rouwkwikstaart, waterpieper, oeverpieper, graspieper, roodborst, gekraagde roodstaart, tapuit, bonte vliegenvanger, grauwe vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, Pallas' boszanger, zwartkop, tuinfluiter, grasmus, bosrietzanger, sprinkhaanzanger, goudhaan, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw, keep, sijs, vink, ortolaan en sneeuwgors vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Via de benaderingen van hoogteprofielen is voor deze

soortgroep een onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in Nederwiek I-B. 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 aandeel waargenomen zangvogels van de dagflux, en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Fijn *et al.* 2012) is voor het gebied K14 een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 118.000 (alternatief 1) en 128.000 (alternatief 2) zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte berekend. Omdat geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in Nederwiek I-B (Tabel 6.3).

Tabel 6.3 *Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km per jaar op rotorhoogte in Nederwiek I-B, 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 Woordward et al. (2024). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van Nederwiek I-B 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	Nederwiek I B alternatief 1	Nederwiek I B alternatief 2
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	1.277	1.277
eenden	0,001	~60	213	213
reigers	0	0	0	0
roofvogels en uilen	0,0005	~100	213	213
steltlopers	0,003	~300	1.277	1.277
zangvogels overdag	0,20		18.845	20.311
zangvogels nacht	1		99.737	107.501
zangvogels totaal			118.582	127.812

6.2 Vleermuizen

Zoals in hoofdstuk 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 boombewonende, 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 *et al.* 2021b).

Vleermuisactiviteit wordt al jaren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2021b, 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 in de parken die relatief dicht bij de kust liggen zoals OWEZ, PAWP en LUD 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 Nederwiek I-B. De meest recente metingen geven aan dat het overgrote deel (92%) van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen (Lagerveld *et al.* 2023). Daarnaast komen in de omgeving van Nederwiek I-B volgens de metingen kleine aantallen rosse vleermuizen en/of tweekleurige vleermuizen (de waarnemingen betroffen de soortgroep Nyctaloide, wat wil zeggen dat de soort niet met zekerheid bepaald kon worden) en gewone dwergvleermuizen voor (Lagerveld *et al.* 2023). Lagerveld *et al.* (2023) geven geen kwantitatieve verdeling van het voorkomen van soorten maar geven aan dat het percentage ruige dwergvleermuis 92% betreft. Het geluid van ruige dwergvleermuizen heeft in open omgeving een hogere frequentie (rond de 39 kHz) dan rosse vleermuis (19 kHz) of tweekleurige vleermuis (22 kHz). Geluid van hoge frequentie wordt sterker geremd door de atmosfeer. Hierdoor is de maximale detectieafstand bij de ruige dwergvleermuis veel kleiner dan bij de andere twee soorten en zal het werkelijke aandeel van de soort een stuk hoger liggen dan 92%.

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, 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 Nederwiek I-B aanvaringsslachtoffers onder de ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en gewone dwergvleermuis vallen. Het voorkomen van overige soorten in Nederwiek I-B 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), maar er zijn aanwijzingen op basis van genetisch materiaal dat de gehele populatie afneemt (van Schaik *et al.* 2025).

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 oosten van Europa afkomstig zijn (Kruszynski *et al.* 2021). Door Limpens *et al.* (2017) en Lagerveld *et al.* (2017) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op een ondergrens van 25.000 dieren met een marge van 1.000.000 dieren. Volgens het European Environment Agency (2018) kunnen de aantallen ruige dwergvleermuizen op 50.000 tot 400.000 dieren worden geschat in het najaar in de migratietijd, afkomstig van de verschillende bronpopulaties in Europa. Vanwege de grote onzekerheid omtrent de populatiegrootte van deze soort, hanteren we in voorliggende studie een worst-case scenario van 25.000 dieren. Vanwege de grote aantallen die over de Noordzee trekken, wordt deze soort verder in dit rapport **wel behandeld.**

Rosse vleermuis

Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland). De soort lijkt in het Verenigd Koninkrijk niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009), net als in Nederland waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966). In de periode tussen eind augustus en half september worden langere vluchten gemaakt waarin dieren ook locaties bereiken die meer dan 10 km uit de kust liggen

(Lagerveld & Mostert 2023). De waarnemingen die in dezelfde tijd van het jaar in windparken zijn gedaan die relatief dicht bij de Nederlandse kust liggen, worden dan ook toegeschreven aan niet-migrerende Nederlandse dieren. Er wordt aangenomen dat deze dieren niet verder dan 26 km uit de kust kunnen voorkomen (Lagerveld & Mostert 2023). Vanwege de ligging van Nederwiek I-B op meer dan 26 km van het vasteland, kan het voorkomen van Nederlandse rosse vleermuizen hier worden uitgesloten. Waarnemingen van rosse vleermuizen op grotere afstand uit de kust zijn zeer schaars en hebben waarschijnlijk betrekking op dieren die afkomstig zijn van migrerende 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. Vanwege de grote aantallen die over de Noordzee trekken wordt de rosse vleermuis verder in dit rapport **wel behandeld**.

Tweekleurige vleermuis

De tweekleurige vleermuis is een dwaalgast in het Verenigd Koninkrijk en is zeldzaam in België en Nederland. 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, met name 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 Nyctaloide vermeld door Boonman & Japink (2022) in de omgeving van Nederwiek I-B 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. 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**.

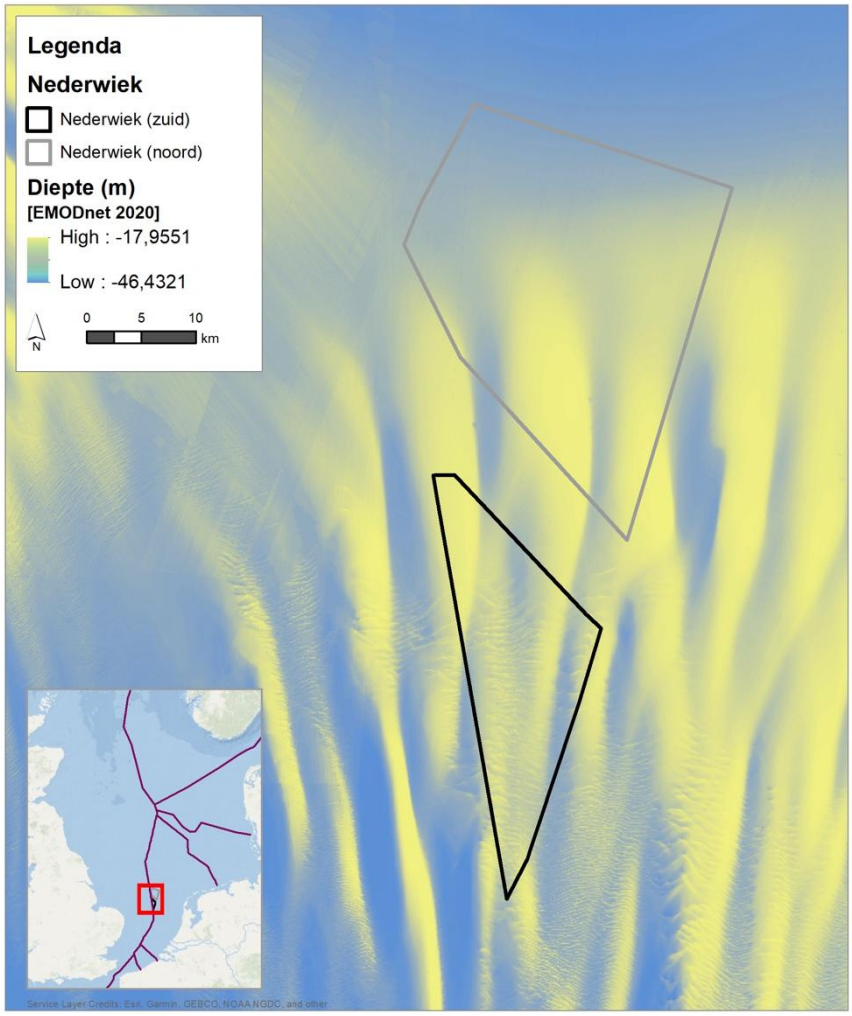


7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied

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 beoogde windpark in Nederwiek I-B komt te liggen in het centrale deel van de zuidelijke Noordzee, van het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Het plangebied (Figuur 7.1) ligt in de nabijheid van de Bruine Bank en heeft dezelfde bodemkarakteristieken. De Bruine bank is een dynamisch gebied dat gekarakteriseerd wordt door een grofzandige bodem met veel reliëf. Het wordt gevormd door zandbanken van vele meters hoog (globaal noord-zuid georiënteerd), door zandgolven van enkele meters hoog (globaal oost-west georiënteerd) 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 kavel I van windenergiegebied Nederwiek varieert van 26 tot 35 meter. Het plangebied ligt binnen een gebied waar naar alle waarschijnlijkheid geen stratificatie plaatsvindt *(permanently mixed).* Stratificatie wordt niet volledig uitgesloten gezien het aangrenzend ligt met een gebied waar lokaal thermale stratificatie voorkomt (*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 Nederwiek I-B. Bron: Waardenburg Ecology, 2023. Bodemprofiel: EMODnet, 2020.*

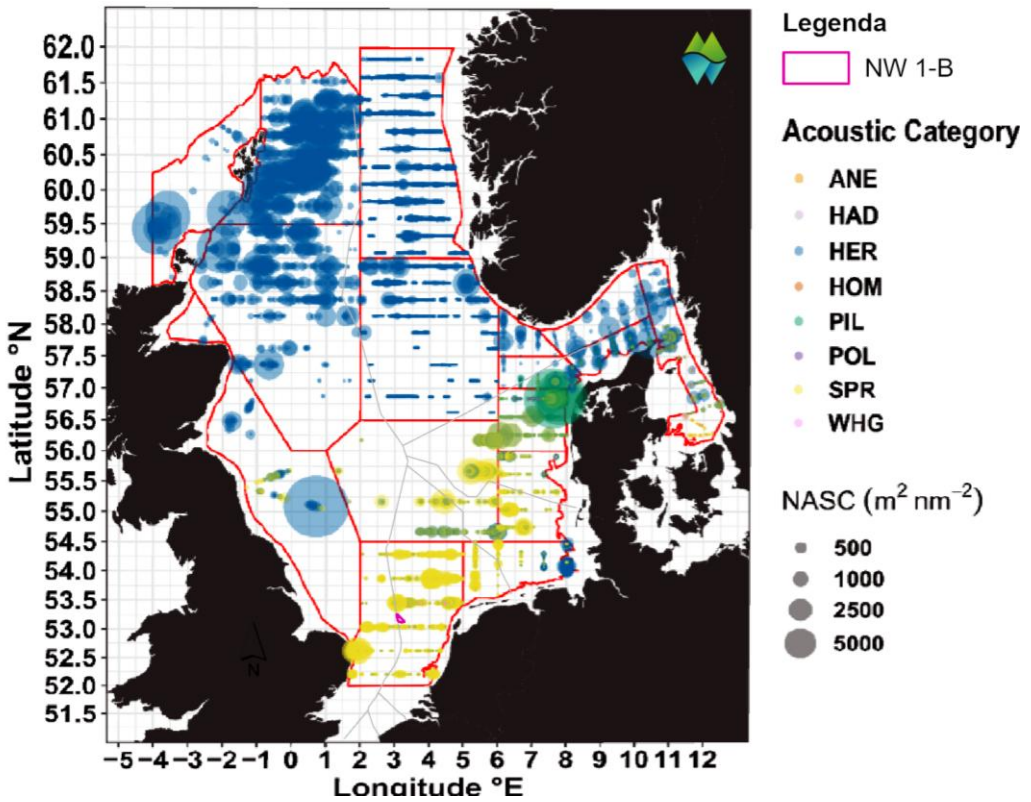
7.2 Vissen

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).

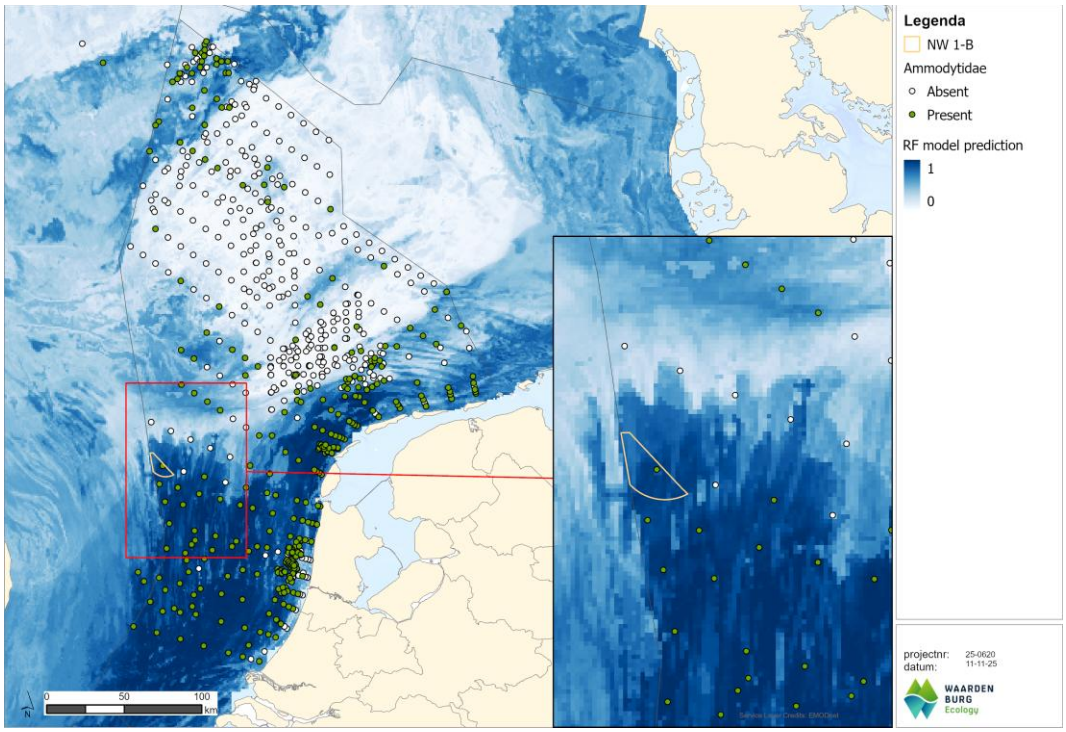
Recente gegevens uit het programma *Monitoring, Onderzoek, Natuurversterking, Soortenbescherming (MONS)* laten de verspreiding van pelagische vissoorten zien in de Noordzee op basis van hydro-akoestische surveys (Couperus *et al.* 2024). De nadruk ligt daarbij op pelagische vissoorten met een zwemblaas, aangezien deze goed detecteerbaar zijn met akoestische methoden. In dit onderzoek is ook internationale data verwerkt, waaronder die van de *HERring Acoustic Survey (HERAS).* De dataset toont aan dat sprot de meest voorkomende pelagische soort is in het zuidelijke deel van de Noordzee (Figuur 7.2)



Figuur 7.2 *Herring Acoustic Survey (HERAS) 2023. De akoestische data zijn eerst in brede categorieën geplaatst: CLU – Clupeiden. MIX – Clupeiden met andere vissoorten. Daarna uitgesplitst in specifieke soorten: ANE – ansjovis. HAD – schelvis. HER – haring. HOM – horsmakeel. PIL – sardien. POL – koolvis. SPR – sprot. WHG – wijting. Nederwiek I-B is ook weergegeven (Couperus et al. 2024).*

Verder laat het onderzoek van Witbaard *et al.* (2024) een *gemodelleerde* verspreiding zien van zandspiering in het Nederlandse deel van de Noordzee, op basis van triple-D dredge data van het NIOZ (Figuur 7.3). In en rondom Nederwiek I-B zijn meerdere monsters genomen waarin zandspiering aanwezig was. Volgens het model komt zandspiering

voornamelijk voor in het zuidelijke deel van de Noordzee, bij de Doggersbank en dichter bij de kust. De kans op het voorkomen van grote aantallen zandspiering in het plangebied wordt door het model als groot ingeschat.



Figuur 7.3 *Witbaard et al. (2024) het waargenomen voorkomen van zandspiering in triple-D dredge monsters in de Nederlandse EEZ en modelvoorspellingen door random forest regressie. De witte open punten geven monsters aan waarin de soort afwezig is. De groene punten geven de aanwezigheid aan. De blauwwitte arcering geeft de voorspelde waarschijnlijkheid van voorkomen weer volgens het model.*

7.2.2 Inktvissen

Ook al behoren inktvissen tot de weekdieren, in voorliggende rapportage worden zij behandeld in de hoofdstukken en paragrafen die betrekking hebben tot vissen. In het Nederlandse deel van de Noordzee zijn vijf gevestigde inktvissoorten vastgesteld. Dit betreffen de gewone pijlinktvis (*Loligo vulgaris*) en dwergpijlinktvis (*Alloteuthis subulata*), die een pelagische levensstijl hebben, en de gewone zeekat (*Sepia officinalis*), dwerginktvis (*Sepiola atlantica*) en gewone achtarm (*Octopus vulgaris*) met een demersale levensstijl (Goud, 2010). Ook zijn er nog soorten die (incidenteel) worden waargenomen in het Nederlandse deel van de Noordzee, maar deze planten zich hier, naar bekend, niet voort. Dit zijn de noordse pijlinktvis (*Loligo forbesii*), grote pijlinktvis (*Todarodes sagittatus*) en kleine achtarm (*Eledone cirrhosa*). De twee soorten octopussen zijn uiterst zeldzaam of komen inmiddels niet meer voor in de Nederlandse Noordzee (IenW, LNV & Rijkswaterstaat, 2023).

Terwijl de pijlinktvissen zich in de waterkolom begeven, komen de gewone zeekat en dwerginktvis voor nabij zandige en slibrijke bodems, waarbij laatstgenoemde zich ook

ingraaft in het sediment (Leewis, 2022). Alle genoemde soorten hebben een mobiele levenswijze en hebben hard substraat nodig om hun eikapsels op af te zetten. In tegenstelling tot beenvissen hebben inktvissen geen zwemblaas. Inktvissen zijn kortlevende dieren die zich snel reproduceren. De meeste soorten worden één tot twee jaar oud (Bobowski *et al.,* 2023). Er zijn indicaties dat inktvissen zich meer richting het noorden verplaatsen en toenemen in de Noordzee door de stijgende temperatuur van het zeewater (Oesterwind *et al.,* 2022). Verspreiding en aantallen inktvissen kunnen sterk variëren van jaar tot jaar, wat een groot aanpassingsvermogen van inktvissen indiceert (Oesterwind *et al.* 2022, Bobowski *et al.* 2023). Vooralsnog worden in voorliggende beoordeling gelijke effecten op (dwerg)pijlinktvissen verwacht, overeenkomstig met pelagische vissen. Effecten op de gewone zeekat en dwerginktvis zullen vergelijkbaar zijn met de effecten op demersale vissen. Octopussen worden gezien hun zeldzaamheid niet meegenomen in de beoordeling.

7.2.3 Beschermde vissen

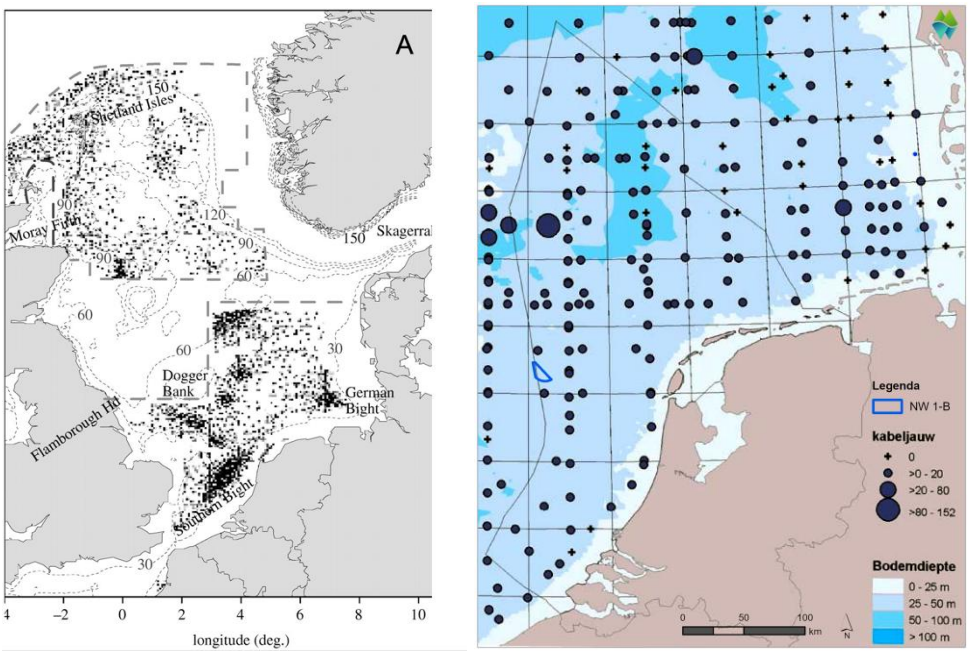
Rivierprik, zeeprik, elft en fint zijn aangewezen als beschermde habitatsoorten binnen de Natura 2000-gebiedsbescherming (zie §2.1.4). Over het voorkomen van deze soorten buiten de kustzone is weinig bekend. Ze kunnen grote afstanden afleggen, maar abundantie van deze trekvissen is dicht bij de kust groter en neemt af verder offshore (Stelzenmüller *et al.* 2004, Heessen *et al.* 2015).

Rivierprik en zeeprik leven in zee als meereizende parasiet op andere vissen. De rivierprik lijkt alleen in de kustzone voor te komen (Heessen et al. 2015, Ravon 2021a). Ook de zeeprik wordt voornamelijk in de kustzone waargenomen (in adulte stadium) maar kan daarnaast verder op zee voorkomen (Heessen et al. 2015). Estuaria zijn de belangrijkste habitats voor de larven van de elft. Tijdens het eerste groeiseizoen breiden de foerageergebieden zich geleidelijk uit tot de kustzone (Maitland & Hatton-Ellis 2003). Juveniele en adulte elften gebruiken een breder scala aan habitats, van estuaria tot open zee. Juveniele en volwassen fint foerageren in riviermondingen, kustgebieden en open zee (Maitland & Hatton-Ellis 2003). Verder van de kust zijn slechts enkele volwassen finten gevangen waarvan de identificatie kon worden bevestigd. De soort komt tegenwoordig waarschijnlijk sporadisch voor in de Noordzee, op de kustgebieden na. Van de vier trekvissen is de fint aangetoond tijdens de visstandbemonsteringen nabij Nederwiek I-B (zie §7.2.4).

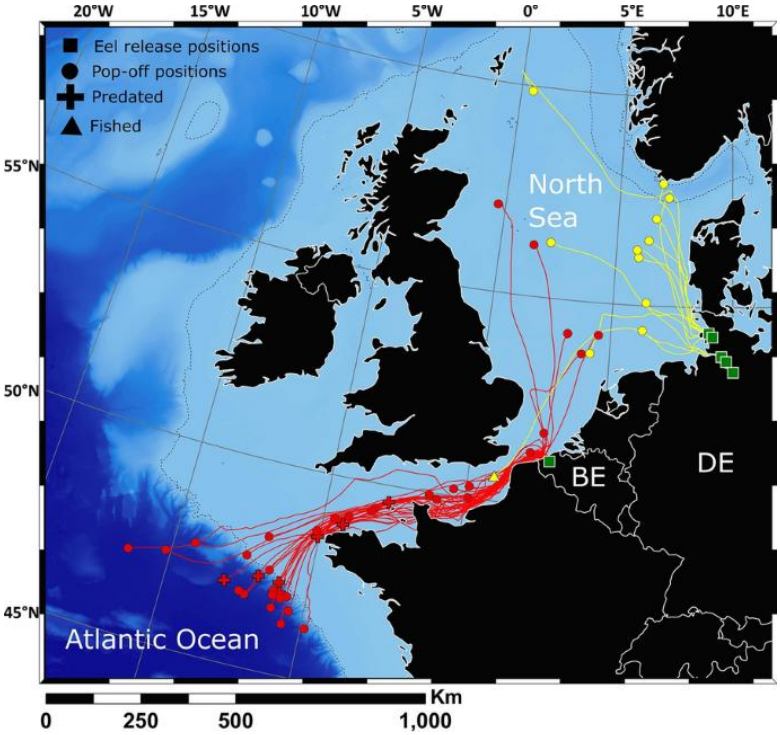
De steur (*Acipenser sturio*) en houting (*Coregonus oxyrinchus*) zijn beschermd onder de soortenbescherming. De steur komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017). De houting groeit in Nederlandse wateren op in het IJsselmeer en verblijft hier ook als adulte dier, door gebrek aan open verbindingen met de zee (Winter *et al.* 2015). Ook kan de houting zich nog bevinden in de Waddenzee en de Voordelta (Jepsen *et al.* 2012).

Op de OSPAR lijst (opgenomen in KRM) staat onder andere de kabeljauw die zich voortplant op de Bruine Bank (García *et al.* 2019). In Figuur 7.4A is een kaart van de

traditionele paaigebieden van de kabeljauw in en rond de Noordzee aangegeven. Kaart 7.4B geeft de huidige geschatte verspreiding van kabeljauweieren in de Noordzee. Een recente studie naar de Europese aal, 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 7.4 *Kabeljauw **A**: Fox et al. (2008) vermeldt binnen de gebroken lijnen de historische paaigronden, gebaseerd op de distributie van kabeljauweieren vanuit data verzameld na 1945 van Daan (1978) en Harding & Nichols (1987). **B**: Hofstede (2006) geeft een schatting van de verspreiding van kabeljauw eieren (stadium I) op het NCP in 2004 van de data verzameld door Fox et al. (2005), Nederwiek I-B is ook weergegeven.*

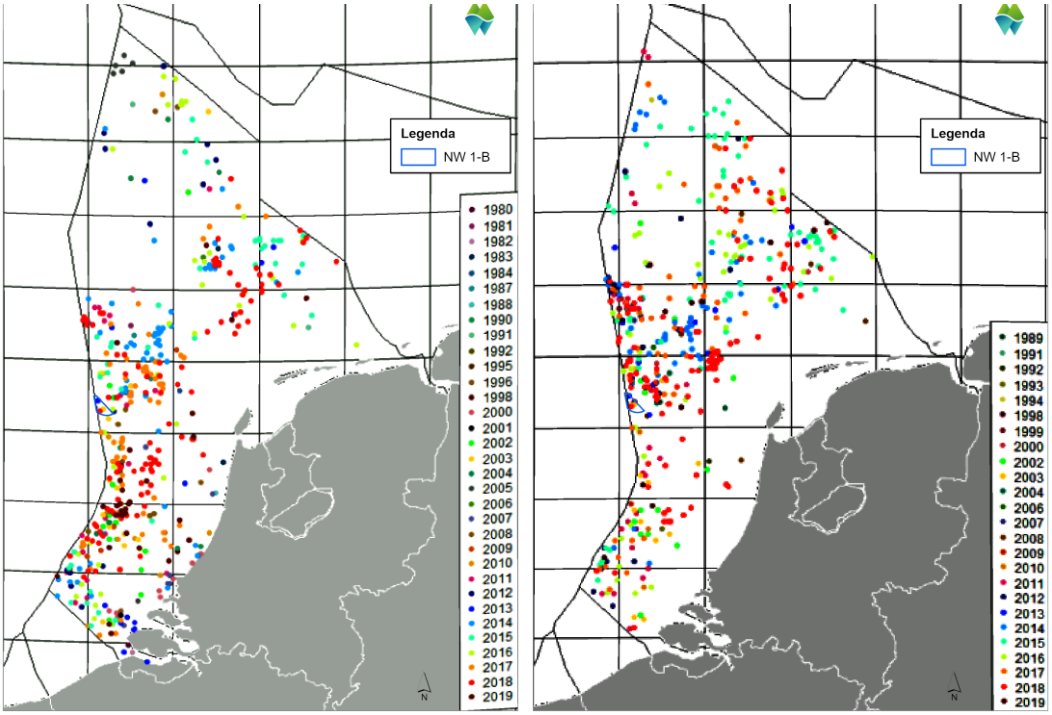


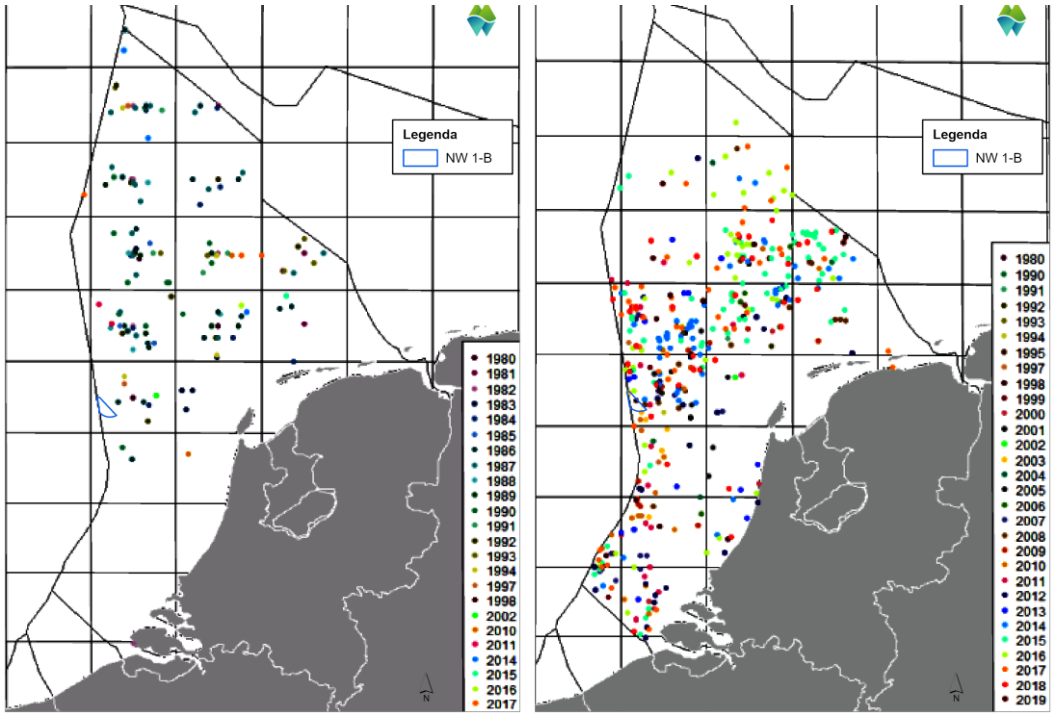
Figuur 7.5 *De migratieroute van 54 Europese alen getagd in België en Duitsland (Verhelst et al. 2022).*

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 en zijn 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 veel soorten in aantallen afgenomen (Sguotti *et al.* 2016). 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, Poos *et al.* 2023). 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). Poos *et al.* (2023) lieten een toename van zowel de stekelrog als de blonde rog zien. De 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. Het gebied waar Nederwiek I-B ligt behoort tot de zuidelijke range van verspreiding van de soort en het voorkomen van de soort in het plangebied kan niet worden uitgesloten.

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, Poiesz *et al.* 2021). Ook zijn er waarnemingen op de Bruine Bank van stekelrog, gewone pijlstaartrog, gevlekte gladde haai en ruwe haai (Poiesz *et al.* 2021), Dit toont aan dat Nederwiek I-B geschikt kan zijn voor beschermde haaien en roggen.





Figuur 7.6 *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). Nederwiek I-B is ook weergegeven.*

7.2.4 Soortgemeenschap plangebied

Zoals vermeld in §5.1.3 zijn er geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen binnen het plangebied. Wel kunnen bijvangstgegevens van bodemvissen beschikbaar komen via de eerdergenoemde boxcore studie in opdracht van RVO. Voor de omgeving zijn data beschikbaar van gestandaardiseerde visbemonsteringen, visdata ingewonnen binnen het MWTL-programma, en 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.

Bodemvissen in het plangebied: RVO boxcore en eDNA IJmuiden Ver Gamma

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 binnen het nabijgelegen kavel Ijmuiden Ver Alpha 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 binnen dat plangebied. Omdat dit kavel dichtbij Nederwiek I-B ligt is het aannemelijk dat hier ook zandspiering voorkomt. De tijdens deze expeditie genomen eDNA monsters leidden tot de detectie van in totaal dertig vissoorten (Kruijt *et al.* 2023), waarvan de meerderheid is geassocieerd met een zandige bodem of een pelagische levensstijl heeft. Aangetroffen vissoorten zijn onder andere zandspiering, (dwerg)tong, schol, schurftvis, schar, kleine

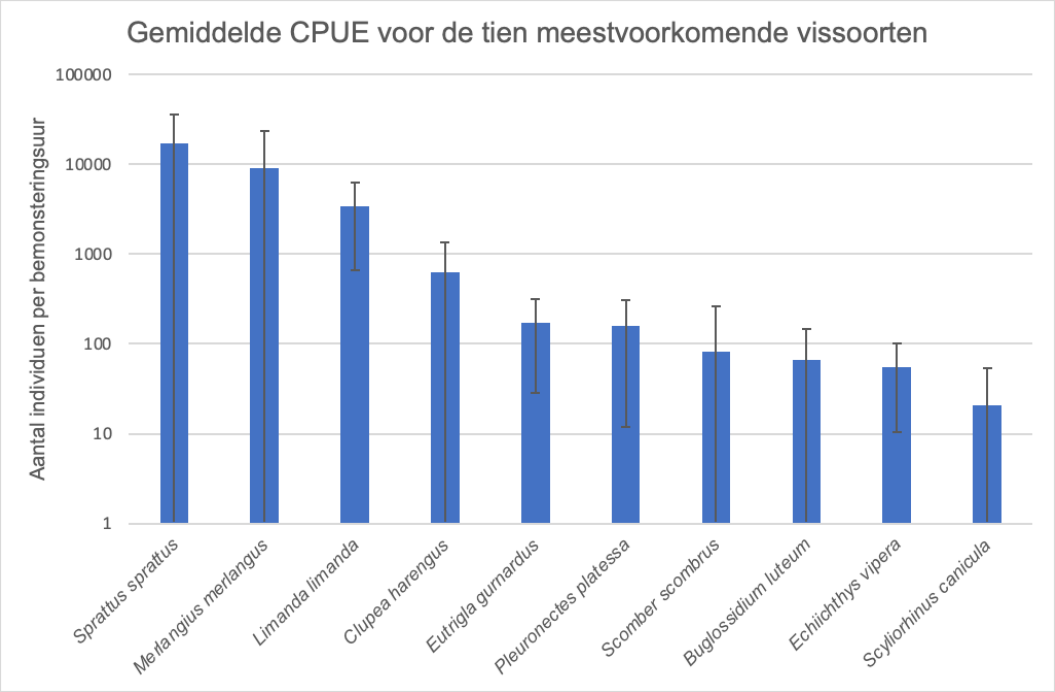
pieterman, dikkopje, haring, sprot, sardien, wijting, (hors)makreel en geep. Ook werd eDNA van de stekelrog aangetroffen.

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 kwartaal van de jaren 2014 tot en met 2023 zijn in de vakken waar Nederwiek I-B ligt 42 vissoorten op naam gebracht (exclusief drie soorten krabben en inktvissen) (bijlage II). De tien soorten die gemiddeld over de tien jaar 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, corresponderend met de hoge standaarddeviaties in Tabel 7.1. Het is kenmerkend voor scholenvis zoals sprot en wijting dat ze in grote getalen aanwezig zijn en veel van de variatie in aantallen verklaren.

Van die vissen die als habitatrichtlijnsoorten zijn aangewezen in Nederland is alleen de fint waargenomen nabij het plangebied. In februari 2016 zijn drie finten in het noordelijke bemonsteringsvak (53.4104, 3.1276) gevangen (ICES, 2023). Steur en houting, beschermd via soortenbescherming, zijn niet waargenomen. Van de beschermde soorten volgens OSPAR/KRM werd de kabeljauw in zes van de tien bemonsteringsjaren aangetroffen (in totaal 14 individuen, met een lengte variërend van 20 tot 80 cm). In zes van de tien bemonsteringsjaren zijn kraakbeenvissen waargenomen, namelijk gevlekte rog, stekelrog en blonde rog, en verder eenmaal een doornhaai (2022) en drie gladde haaien (*Mustelus sp.;* 2022 en 2023*)*. Bovendien werd in zeven van de tien bemonsteringsjaren hondshaai aangetroffen. Dat deze soort op de tiende plek staat (Tabel 7.1) komt door relatief hoge aantallen waarnemingen in 2022 en 2023. Tijdens trekken van een half uur werden in 2022 25 hondshaaien gevangen (met lengte van 21 tot 68 cm) en in 2023 46 hondshaaien (met een lengte van 12 tot 66 cm).

Tabel 7.1 *De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens de IBTS-bemonstering van het eerste kwartaal van 2014 t/m 2023. CPUE staat voor het aantal gevangen individuen aan per uur dat er gevist wordt.*

Soort	Gemiddelde CPUE	Standaard Deviatie
Sprattus sprattus - sprot	17138,1	18501,3
Merlangius merlangus - wijting	9024,3	14298,0
Limanda limanda - schar	3434,1	2776,2
Clupea harengus - haring	632,4	728,3
Eutrigla gurnardus - grauwe poon	173,8	145,5
Pleuronectes platessa - schol	159,2	147,3
Scomber scombrus – gewone makreel	81,0	183,8
Buglossidium luteum - dwergtong	65,6	79,5
Echiichthys vipera – kleine pieterman	55,8	45,4
Scyliorhinus canicula - hondshaai	21,0	32,2



Figuur 7.7 *Het aantal gevangen individuen berekend per uur (CPUE) van de tien meest gevangen soorten tijdens de tien bemonsteringsjaren. De foutbalken geven de standaarddeviatie aan. Voor de Nederlandse namen: zie Tabel 7.1.*

Vissen op de Bruine Bank: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 zijn op het Nederlandse deel van de Bruine Bank (op ca. 14 km van het plangebied) 40 vissoorten waargenomen (bijlage III). Soorten kenmerkend voor het zachte bodemsubstraat betroffen 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). 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-riffen*.

Vissen op de Bruine Bank: MWTL-bodemschaven

Tijdens het bodemschaven in het kader van het MWTL-programma zijn gegevens van gevangen bodemvis geregistreerd die 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 voor de negen locaties van de Bruine Bank waar in 2019 en 2021 is gevangen. Deze data is aangeleverd door de uitvoerende partijen (2019: Eurofins, 2021: Waardenburg Ecology). 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	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

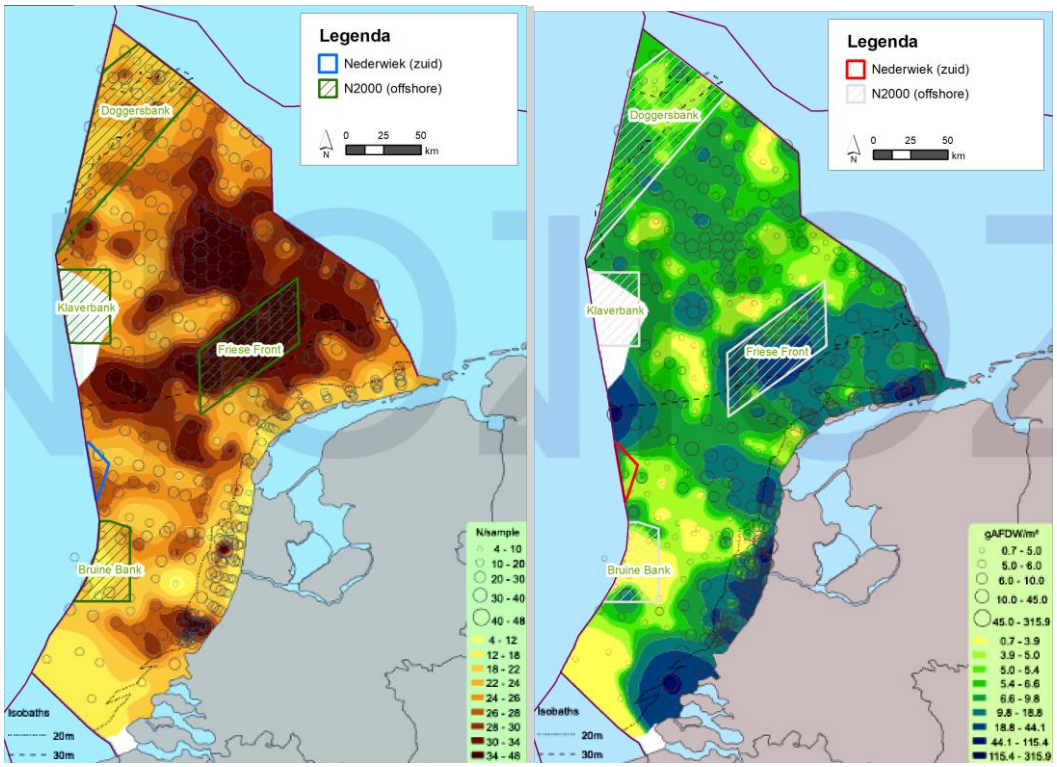
Conclusie

In het huidige plangebied zal de populatie vissen voornamelijk bestaan uit bodemvissen zoals zandspiering en verschillende soorten platvissen en pelagische vissoorten zoals sprot, wijting, haring en horsmakreel (ICES, 2023, Kruijt *et al.* 2023). Deze soorten fungeren tevens als prooi voor hogere trofische niveaus zoals zeevogels en zeezoogdieren. Bij bovengenoemde onderzoeken 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 fint, kabeljauw, gevlekte rog, blonde rog, stekelrog, doornhaai, gladde haai en hondshaai gevangen in en nabij het plangebied. 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). Daarnaast zijn de hard substraat benthosgemeenschappen van de Borkumse Stenen en de Klaverbank uniek, met veel lang levende soorten en soortenrijke samenstelling (Bos *et al.* 2011). De ligging van het plangebied met bijbehorende soortenrijkdom en biomassa van benthos in zachte zandbodems aan de hand van bodemschaafmonsters is getoond in Figuur 7.6 (Witbaard *et al.* 2013). De soortenrijkdom is relatief hoog in het plangebied. Er is een variatie aan soorten binnen het plangebied, met over het algemeen een lage biomassa. Wel ligt er direct ten noorden van het plangebied, ten zuiden van de Klaverbank, een gebied met een hoge biomassa. In het plangebied wordt de bodem 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 7.8 *Een overzicht van de soortenrijkdom (links) en totale biomassa (rechts) aan megabenthos soorten op het NCP, met daarin aangegeven Nederwiek I-B en Natura 2000-gebied Bruine Bank (Witbaard et al. 2013).*

Typerend voor het benthos van de Noordzee is het voorkomen van ‘biobouwers’ of ‘biogene riffen’. Dit zijn soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig kunnen zijn, een rif bouwen en zo een habitat op zichzelf vormen, en daarmee een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee. Voorbeelden hiervan zijn schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelp- en zandkokerwormen. Historisch 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). Daarnaast is het mogelijk dat de noordkromp voorkomt in het gebied. De onderstaand gekleurde box geeft meer inzicht het belang van de platte oester en noordkromp.

Platte oester (*Ostrea edulis*)

Platte oesters zijn zogeheten biobouwers die door de vorming van dicht opeengepakte bedden sediment invangen en stabiliseren. Ze filteren het zeewater en oesterbedden vormen een kraamkamer, toevluchtsoord en voedselbron voor vissen zoals schol, kabeljauw en zeebaars. Op hun beurt trekken ze haaien, roggen, bruinvissen en zeehonden aan. Deze oesterbedden bieden een hard substraat waarop bijvoorbeeld de dodemansduim, een zachte koraalsoort, zich kan vestigen. Haaien, roggen, kleinere vissen en ook de gewone sepia kunnen hun eieren hechten of afzetten op deze structuren. Bovendien foerageren allerlei vogels op de vele kleine visjes en garnalen die op en rond schelpdierbedden leven. Dit maakt de platte oester een sleutelsoort in mariene ecosystemen vanwege hun grote bijdrage aan het functioneren ervan (Smaal et al. 2017). Tot de 19e en begin 20e eeuw, vormden platte oesterriffen een belangrijk habitat in de Noordzee. In zijn geheel bedroeg dit een oppervlakte van meer dan 25.000 km2, een vijfde deel van de totale oppervlakte van de Noordzee (Olsen 1883, Gercken & Schmidt 2014, Houziaux 2008). Echter, aan het einde van de 19e eeuw werd de platte oestervisserij dusdanig intensief dat met begin 20e eeuw de platte oesterbanken waren gedecimeerd (Houziaux et al. 2008). De visserij, strenge winters, ziektes en vervuiling droegen bij aan de huidige bedreigde status van de platte oester (Drinkwaard 1998, Rees et al. 2001, Culloty & Mulcahy 2007, Laing et al. 2014). Als er minder intensieve bodemberoering plaatsvindt door visserij, is de kans het grootst dat deze soort zich op de aangegeven plekken op de kaart zal bevinden (Error! Reference source not found.A). Het verdwijnen van de platte oesterbedden uit de Nederlandse zeeën heeft tot een minder divers en minder productief systeem geleid (Smaal et al. 2017).

Noordkromp (*Arctica islandica*)

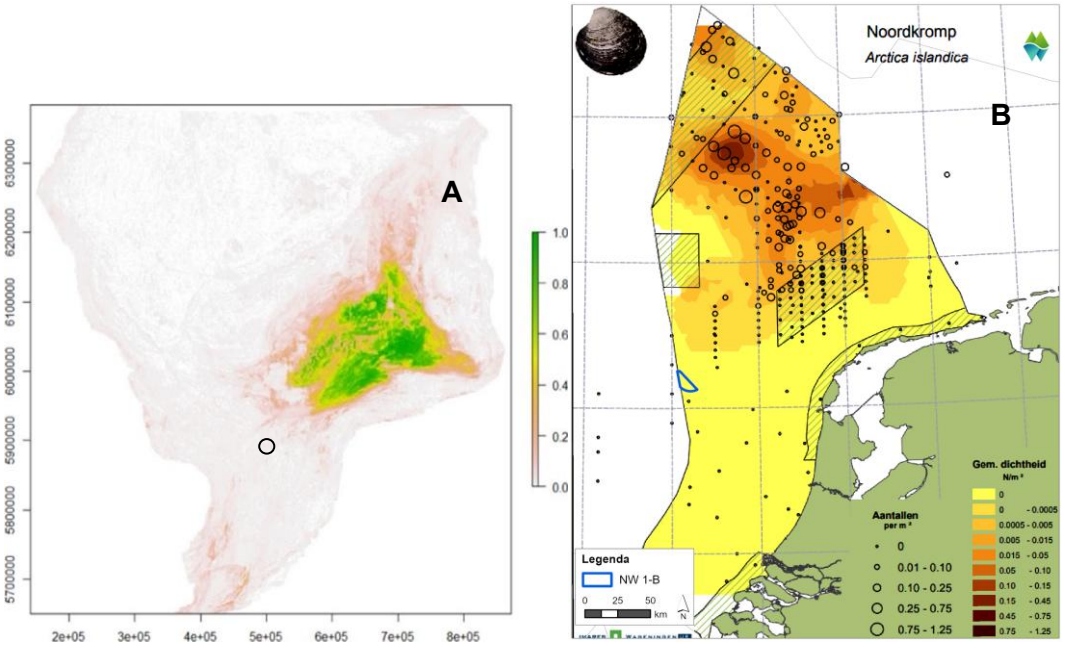
De noordkromp, een tweekleppig schelpdier, is bekend om zijn opmerkelijke levensduur, die kan oplopen tot meer dan 100 jaar (Herman & Witbaard 2023). Deze soort gedijt in de diepere en koudere wateren van de Noordzee. Het opmerkelijke vermogen van de noordkromp om te overleven en zijn aanwezigheid in diverse habitats wijzen op zijn robuustheid. Desondanks wordt de noordkromp in het zuidelijke deel van de Noordzee bedreigd, vooral door bodemberoering veroorzaakt door praktijken zoals boomkorvisserij (Rijnsdorp et al. 2018; Herman & Witbaard 2023). De noordkromp, met zijn korte siphonen, bevindt zich meestal ondiep ingegraven, met de schelpzijde en siphonen net boven of onder het sedimentoppervlak. Dit maakt hen kwetsbaar voor passerende bodemtrawls. Wekkerkettingen, gespannen voor de netopening om platvissen op te schrikken, veroorzaken aanzienlijke schade aan de ingegraven noordkrompen. Witbaard & Klein (1994) toonden aan dat tot 90% van de opgeviste dieren dodelijk beschadigd was. Hoewel slechts een klein deel van de aanwezige dieren daadwerkelijk wordt opgevist (5%), heeft decennialange intensieve bodemvisserij lokaal op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) geleid tot aanzienlijke afname van de oorspronkelijke populatie. De huidige verdeling en dichtheden van noordkrompen en de intensiteit van visserij laten zien dat ze elkaar gedeeltelijk uitsluiten (Error! Reference source not found.B). De verhoogde sterfte door visserij in de afgelopen decennia wordt beschouwd als de belangrijkste reden voor de afname van noordkrompdichtheden in de diepe en slibrijke delen van het NCP (Herman & Witbaard 2023)

7.3.2 Beschermde benthos

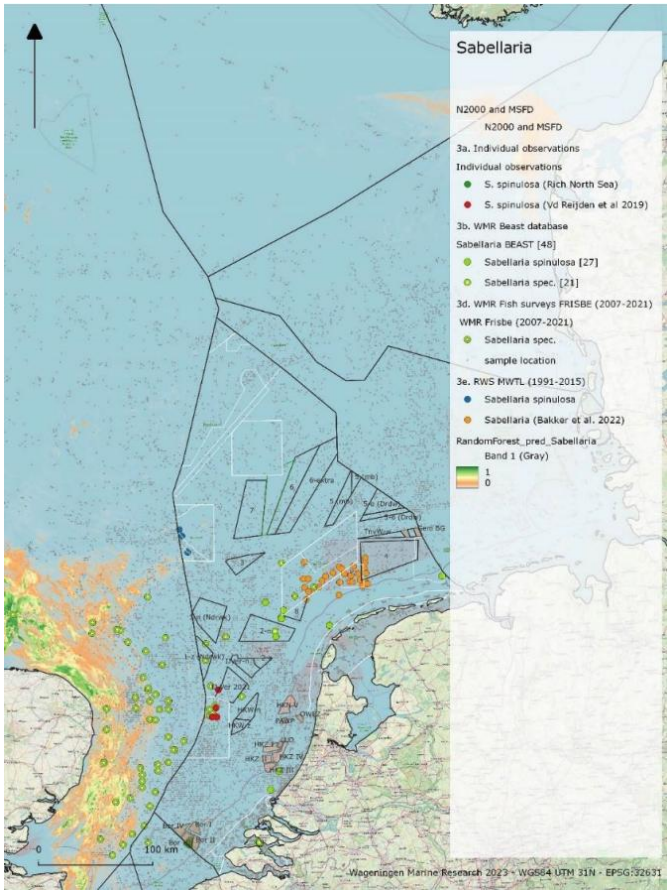
Er zijn geen waarnemingen van platte oesters in of nabij het plangebied. Voor de (her)introductie van de platte oester is er op bepaalde punten in de Nederlandse Noordzee gekeken naar de geschiktheid voor herstel op basis van abiotische en biotische factoren. Nederwiek I-B ligt tussen twee punten in, waarbij het punt ten oosten van het plangebied (binnen IJmuiden Ver Beta) is aangeduid als ongeschikt en het punt ten noordoosten als geschikt indien er hard substraat geïntroduceerd wordt (Bos *et al.* 2019). Ook heeft Herman & van Rees (2022) gekeken naar de gemodelleerde verspreiding van platte oester in de Noordzee, waarbij Nederwiek I-B niet geschikt is voor deze soort, zie Figuur 7.9A.

De gestekelde zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) is een borstelworm die in een zelfgebouwde koker leeft 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*-riffen 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*-riffen. De gevallen waarin de soort optreedt als biobouwer van biologische riffen worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee. *Sabellaria*-riffen 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*-riffen 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 werden ook drie riffen aangetroffen (Bos *et al.* 2019, van der Reijden *et al.* 2019). In 2023 heeft in het kader van MONS een expeditie plaatsgevonden naar de Bruine Bank regio. Er is door middel van sonar, ROV en boxcore onderzoek gedaan naar de verspreiding van *Sabellaria*-riffen in het gebied (Gaida *et al.* 2023). Hierbij heeft men kunnen constateren dat de riffen in de diepere delen van de Bruine Bank voorkomen, en tevens in de diepere delen van het IJmuiden Ver kavel Alpha. Buiten de regio van de Bruine Bank zijn *Sabellaria*-riffen 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).



Figuur 7.9 *A: Gemodelleerde voorspelde verspreiding ("predicted probability") van Ostrea edulis in de Noordzee (Herman & van Rees 2022). Nederwiek I-B is schematisch weergegeven met een cirkel. B: Verspreiding Arctica islandica op het Nederlands Continentaal Plat (Lindeboom 2008). Nederwiek I-B is ook weergegeven.*



Figuur 7.10 *Gemodelleerde voorspelde verspreiding van Sabellaria spinulosa en de waarnemingen in de Noordzee (Sas et al. 2023).*

Individuen van *Sabellaria* zijn ook op andere locaties op het NCP waargenomen: zo zijn er meldingen van waarnemingen van individuele *Sabellaria* ten noorden en noordoosten van de huidige kavel (Figuur 7.7) (Orbicon 2019, Bakker *et al*. 2022, Sas *et al.* 2023). Hierbij is onbekend of er sprake is van rifvorming en de daarmee samenhangende rif-functie. Daarnaast hebben Wageningen Marine Research (WMR), Deltares en TNO onderzocht of het nabijgelegen windenergiegebied Nederwiek (noord) geschikt is voor de vestiging van *Sabellaria.* Uit dit onderzoek blijkt dat er geen bewijs is dat er rifvormende *Sabellaria spinulosa* voorkomt in dit gebied. Omdat *Sabellaria* graag harde substraten gebruikt om zich te vestigen, gecombineerd met zandige sedimenten voor het bouwen van riffen, kan de erosiebescherming rond de turbines mogelijk wel een gunstige omgeving creëren voor *Sabellaria* riffen (Glorius *et al.* 2025, van Rees *et al.* 2025).

Naar verwachting en op basis van de abiotische kenmerken van het gebied komen er geen andere rifbouwende soorten voor op de Bruine Bank (Sas *et al.* 2023, Figuur 7.7). Nederwiek I-B ligt op een vergelijkbare afstand van de Bruine Bank als kavel IJmuiden Ver Gamma, en ook binnen deze kavel zijn zandbanken aanwezig (Figuur 7.1). De diepere troggen die binnen deze kavel voornamelijk voorkomen in het oostelijk deel zijn hierbij extra interessant. Immers, van der Reijden *et al.* (2019) troffen *Sabellaria*-riffen aan op drie locaties op de Bruine Bank in de troggen tussen de zandbanken, en in 2023 werden de

riffen ook waargenomen in de diepe delen van de Bruine Bank en windpark kavel IJmuiden Ver Alpha (Gaida *et al.* 2023). Gezien de relatieve nabijheid van de *Sabellaria*-riffen op de Bruine Bank en binnen IJmuiden Ver Alpha, en de vergelijkbare habitat in het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.

Ook de noordkromp (*Arctica islandica*) is een beschermde soort die op de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten staat (opgenomen in KRM). De noordkromp is een tweekleppig weekdier die bekend staat om zijn lange levensduur (Herman & Witbaard 2023). Het dier voedt zich met organisch materiaal. Uit onderzoek van Herman & Witbaard (2023) blijkt dat de populatie van de noordkromp de afgelopen decennia sterk is afgenomen. De kans op het voorkomen van noordkromp populaties in het plangebied wordt echter als klein beschouwd, zie Figuur 7.9B.

7.3.3 Soortgemeenschap plangebied

Benthos in het plangebied: RVO boxcore
Binnen windenergiegebied Nederwiek (zuid) zijn in 2023 met een boxcore bodemmonsters genomen voor onderzoek naar de aanwezige bodemdier-gemeenschappen. Resultaten van dit onderzoek toonden het voorkomen van 46 benthos soorten in de 24 monsters, voornamelijk wormen, kreeftachtigen en tweekleppigen (Cuperus *et al.* 2024). De meeste van de aangetroffen soorten zijn typerend voor het gebied, met uitzondering van twee soorten die voorkomen op de Klaverbank, kleine zwemkrab (*Liocarcinus pusillus*) en een borstelworm (*Aglaophamus agilis*).

Benthos in en nabij het plangebied: MWTL-boxcore (lange termijn)
Op basis van data van de zeven boxcore punten in en nabij het plangebied (zie §5.1.4 en Figuur 5.3) zijn een top tien aan dichtheid en biomassa per vierkante meter opgesteld (Tabel 7.3). Van het monsterpunt binnen de kavel (NRDZE0084) is nog apart een top tien aan dichtheid en biomassa per vierkante meter opgesteld in Tabel 7.4. In aantallen is een gravend knikspriet kreeftje (*Bathyporeia elegans*) het meest talrijk aanwezig, en wordt de top 10 aan dichtheden gedomineerd door wormen en kleine kreeftachtigen, de glanzende tepelhoren en het zaagje. De aanwezige biomassa bestaat voor het grootste gedeelte uit stekelhuidigen *Spatangoida*, waartoe de zeeklit (*Echinocardium cordatum*) behoort. In totaal zijn er 140 taxa vastgesteld waarvan 127 tot op soort zijn gedetermineerd. De volledige soortenlijst is weergeven in 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 zeven boxcore punten NRDZE0082, NRDZE0083, NRDZE0084, NRDZE0085, NRDZE0086, NRDZE0087 en NRDZE0414 in de periode 2002 – 2021.*

Soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m^2)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (g/m^2)
Bathyporeia elegans	81,4	Zeeklit *Echinocardium cordatum*	8,72
Urothoe poseidonis	74,4	Zaagje *Donax vittatus*	7,25
Nephtys cirrosa	56,3	Gewone zwemkrab *Liocarcinus holsatus*	5,79
Zaagje *Donax vittatus*	41,1	Kleine zwaardschede *Ensis ensis*	2,40
Urothoe brevicornis	40,2	*Notomastus latericeus*	1,72
Wapenworm *Scoloplos armiger*	39,7	Penhoren *Turritella communis*	1,69
Magelona johnstoni	35,3	Gewone slangster *Ophiura ophiura*	1,08
Notomastus latericeus	31,2	Nagelkrabje *Thia scutellata*	0,76
Glanzende tepelhoren *Euspira nitida*	28,1	*Nephtys cirrosa*	0,69
Nephtys sp.	26,4	Wapenworm *Scoloplos armiger*	0,67

Tabel 7.4 *Top tien in gemiddelde dichtheid (links) en biomassa (rechts) per vierkante meter op boxcore punt NRDZE0084 in de periode 2002 – 2021.*

Soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m^2)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (g/m^2)
Urothoe poseidonis	130,2	Zeeklit *Echinocardium cordatum*	3,79
Nephtys cirrosa	90,7	Gewone heremietkreeft *Pagurus bernhardus*	2,23
Urothoe brevicornis	87,8	*Nephtys cirrosa*	1,05
Bathyporeia elegans	66,1	*Nephtys hombergii*	0,85
Nephtys sp.	42,4	Wapenworm *Scoloplos armiger*	0,55
Wapenworm *Scoloplos armiger*	33,5	*Nephtys caeca*	0,52
Glanzende tepelhoren *Euspira nitida*	25,6	*Echinoidea*	0,36
Rechtsgestreepte platschelp *Fabulina fabula*	24,6	*Magelona johnstoni*	0,33
Goniada maculata	20,7	*Sthenelais limicola*	0,19
Magelona johnstoni	18,7	*Ophelia limacina*	0,17

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 7.5 is de top 10 soort(groep)en in biomassa (natgewicht) en dichtheid weergegeven 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 gewone slangster (*Ophiura ophiura*), kleine slangster (*Ophiura albida*), zaagje (*Donax vittatus)*, ovale strandschelp (*Spisula elliptica*) en halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) de meest voorkomende soorten. In biomassa domineren de *Spatangoida* waaronder de zeeklit (*Echinocardium cordatum*). Op basis van de 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, platte oester en purperslak zijn ook tijdens deze bemonstering niet waargenomen op de Bruine Bank. De volledige soortenlijst is weergegeven in bijlage III.

Tabel 7.5 *Top 10 aan dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de aangetroffen soort(groep)en per vierkante meter tijdens bodemschaafbemonsteringen in 2019 en 2021 op negen locaties op de Bruine Bank.*

Soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m^2)	soort(groep)	gemiddelde biomassa natgewicht (g/m^2)
Gewone slangster *Ophiura ophiura*	2,9	*Spatangoida*	9,0
Kleine slangster *Ophiura albida*	2,4	Zeeklit *Echinocardium cordatum*	7,2
Zaagje *Donax vittatus*	1,5	Zaagje *Donax vittatus*	2,6
Ovale strandschelp *Spisula elliptica*	0,8	Gewone slangster *Ophiura ophiura*	2,6
Halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*	0,4	*Spisula sp.*	1,6
Kleine zwaardschede *Ensis ensis*	0,4	Kleine zwaardschede *Ensis ensis*	1,2
Nagelkrabje *Thia scutellata*	0,3	Gewone zwemkrab *Liocarcinus holsatus*	1,0
Zeeklit *Echinocardium cordatum*	0,3	Ovale strandschelp *Spisula elliptica*	1,0
Driepuntsgarnaal *Philocheras trispinosus*	0,2	Halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*	0,8
Prismatische dunschaal *Abra prismatica*	0,2	Gewone zeester *Asterias rubens*	0,6

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 *Sabellaria*-riffen 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 Nederwiek I-B zijn nog geen gegevens beschikbaar van de benthos bemonstering die in 2023 binnen het plangebied heeft plaatsgevonden. Deze data zullen in 2024 beschikbaar komen. Wel ligt er één lange termijn benthos boxcore meetpunt binnen het plangebied. Deze liet een dominantie aan wormen en kleine kreeftachtigen zien. Bij benthosbemonsteringen nabij het plangebied bleken de zeeklit, zaagje en verschillende soorten slangensterren veel voor te komen, net als kreeftachtigen en wormen zoals *Urothoe poseidonis* en *Nephtys cirrosa.* Figuur 7.6 geeft echter aan dat er in de Noordzee Natura 2000-gebieden zijn waar biomassa en soortenrijkdom hoger zijn dan in het plangebied. Zo staan de Doggersbank en het Friese Front bekend om hun rijkdom aan benthossoorten. Wel is nabij het plangebied, aan de noordzijde, een gebied met een hoge biomassa aan benthos. Vooralsnog valt het plangebied hiermee nog niet onder de gebieden met de meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP. De nabijgelegen Bruine Bank heeft daarnaast een afwijkende dominante soortensamenstelling ten opzichte van de andere bemonsterde gebieden in het kader van MWTL (Verduin *et al.* 2020).

In 2023 zijn *Sabellaria*-riffen aangetroffen nabij het plangebied op de Bruine Bank. Tevens zijn er in 2023 *Sabellaria*-riffen waargenomen in het nabijgelegen kavel IJmuiden Ver Alpha. Vanwege de nabijheid van de *Sabellaria*-riffen bij de Bruine Bank en binnen IJmuiden Ver Alpha, en de vergelijkbare habitat in het plangebied, bestaat een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn. Deze banken zijn aangemerkt als OSPAR-habitat en opgenomen in KRM. 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 Nederwiek I-B 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 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. Overigens wordt de duur van de bouwook bepaald door andere factoren, de constructie verloopt bijvoorbeeld sneller bij gunstige weersomstandigheden.

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 op vogels 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 Nederwiek I-B 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. Nederwiek I-B ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen leidt niet tot een wezenlijke toename in de hoeveelheid achtergrondgeluid, trillingen en verlichting als gevolg van scheepvaart. De effecten van toegenomen vaarbewegingen worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De **verwijdering** van de funderingen bestaat uit 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 ook 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 verstoring door de verwijdering van het windpark op vogels 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 vertrokken en vóór oktober komen de meeste vogels ook niet terug. Nederwiek I-B ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen leidt niet tot een wezenlijke toename in de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten van toegenomen vaarbewegingen 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. Bespreking gebeurt per effect, waarbij de nadruk op aanvaringen ligt, en vervolgens op de drie van de vier onderscheiden groepen onder vogels (lokale zeevogels in het algemeen; lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden; en trekvogels). Gezien het cumulatievraagstuk (gezamenlijke effecten van aanvaringen en habitatverlies) worden de broedvogels uit Natura 2000-gebieden apart in §8.2.2 behandeld.

8.2.1 Effecten op lokale zeevogels in het algemeen, lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden en trekvogels

Aanvaringen

Op basis van de vogeldichtheden die in Nederwiek I-B voorkomen (zie Tabel 6.1) zijn slachtofferberekeningen uitgevoerd. Om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen is in dit rapport het stochastische Collision Risk Model gebruikt. De gerapporteerde aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en niet 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. Als bij vogelsoorten op basis van de dichtheden in Tabel 6.1 geen slachtoffers verwacht zijn, worden die soorten in de vervolghoofdstukken van dit rapport niet verder behandeld ten aanzien van aanvaringen. Zoals beschreven in hoofdstuk 6.1.1 betrof dit in

het geval van Nederwiek I-B de kleine jager, grote jager, grote stern, papegaaiduiker, eider, zwarte zee-eend en aalscholver.
Jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor de vier alternatieven voor Nederwiek I-B zijn gepresenteerd in Tabel 8.1. Verder zijn in Tabellen Tabel 8.2 - Tabel 8.5 de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringsslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven. Deze gegevens worden in dit hoofdstuk nader geïnterpreteerd.

Aantallen slachtoffers
Het maximum aantal van naar schatting 1.413 jaarlijkse vogelslachtoffers wordt voorspeld bij het alternatief 1b (met 76 turbines van 15 MW). Dit alternatief wordt daarom als worst-case scenario beschouwd (Tabel 8.1). Alternatief 2a, met 50 turbines van 20 MW, zonder overplanting, kan als best-case alternatief worden beschouwd omdat de verwachte 1.193 aanvaringsslachtoffers het laagste aantal van de verschillende alternatieven is (Tabel 8.1).

Slachtoffers onder lokale zeevogels in het algemeen
Van de zeevogels is bij alternatief 1b volgens de berekeningen de jan-van-gent de soort met de meeste aanvaringsslachtoffers, namelijk 27. Voor dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw en drieteenmeeuw worden respectievelijk 6, 5, en 3-jaarlijkse slachtoffers voorspeld. Onder de soortengroep visdief/noordse stern en ook onder grote mantelmeeuwen worden er 1 slachtoffer per jaar voorspeld (Tabel 8.1). Van de resterende soorten worden geen jaarlijkse aanvaringsslachtoffers verwacht (<1 in Tabel 8.1). Voor alternatief 2a geldt in feite hetzelfde, alleen zijn de berekende aantallen lager. Het voorspelde aantal slachtoffers van jan-van-genten onder het best-case alternatief (2a) ligt met 16 slachtoffers per jaar *ca*. 41% lager dan onder het worst-case alternatief (1b). Hetzelfde geldt voor zowel dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw en drieteenmeeuw, met respectievelijk 4, 3 en 2 slachtoffers in dit best-case alternatief. Voor grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern voorspelt het model een aantal slachtoffers van 1 per jaar.

De drieteenmeeuw wordt jaarrond slachtoffer, maar met een kleine piek in het broedseizoen (Tabel 8.2– Tabel 8.5). Voor andere soorten geldt dat zij meer in piekperiodes als slachtoffer vallen. Jan-van-genten worden vooral in het najaar (en in mindere mate in het broedseizoen) als slachtoffer voorspeld, terwijl dwergmeeuwen vooral in het voorjaar en het begin van het najaar al slachtoffer voorspeld worden. Kleine mantelmeeuwen worden alleen in de zomermaanden slachtoffer en bij grote mantelmeeuwen is dit juist andersom, met de meeste slachtoffers in de winter (Tabel 8.2– Tabel 8.5). Visdieven en noordse sterns worden alleen in het eind van de zomer als slachtoffers voorspeld (Tabel 8.2– Tabel 8.5)

Slachtoffers onder trekvogels
Het overgrote deel van de slachtoffers zullen volgens de voorspellingen zangvogels op seizoenstrek zijn. Bij alternatief 1b zijn dat er de meeste van alle alternatieven, namelijk 1.368. Daarna zijn bij alternatief 2b de meeste slachtoffers onder zangvogels voorspeld, namelijk 1.327. Bij de alternatieven zonder overplanting, namelijk 1a en 2a, zijn minder slachtoffers voorspeld (Tabel 8.1). Bij alle overige soortengroepen van trekvogels worden minder dan 2 slachtoffers per jaar voorspeld. Bij gebrek aan concrete metingen is het op dit moment niet precies bekend welke vogelsoorten dit betreft.

Tabel 8.1 *Voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor vier alternatieven van Nederwiek I-B bepaald met het sCRM op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) conform Tabel 5.2 en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012).*

	Alternatief 1		Alternatief 2	
Soort	1a (67 x 15MW)	1b (76 x 15MW)	2a (50 x 20MW)	2b (57 x 20MW)
noordse stormvogel	<1	<1	<1	<1
noordse pijlstormvogel	<1	<1	<1	<1
jan-van-gent	24	27	16	18
kleine mantelmeeuw	4	5	3	4
zilvermeeuw	<1	<1	<1	<1
grote mantelmeeuw	1	1	1	1
dwergmeeuw	6	6	4	5
drieteenmeeuw	2	3	2	2
visdief/noordse stern	1	1	1	1
zeekoet	<1	<1	<1	<1
alk	<1	<1	<1	<1
ongedeterm. duiker	<1	<1	<1	<1
ganzen en zwanen	<1	<1	<1	<1
eenden	2	2	2	2
reigers	0	0	0	0
roofvogels en uilen	<1	<1	<1	<1
steltlopers	<1	<1	<1	<1
zangvogels	1206	1368	1164	1327
Totaal	**1246**	**1413**	**1193**	**1360**

Tabel 8.2 *Voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers onder zeevogels dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 1a met 67 * 15MW in Nederwiek I-B,*

Soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
noordse stormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
noordse pijlstormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
jan-van-gent	0,17	0,02	0,02	0,24	0,28	2,84	2,86	2,62	2,19	7,13	5,68	0,16	**24,23**
kleine mantelmeeuw	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	1,48	1,51	0,69	0,63	<0,01	<0,01	<0,01	**4,35**
zilvermeeuw	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	,0	**0,06**
grote mantelmeeuw	0,22	0,06	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,29	0,25	0,22	**1,14**
dwergmeeuw	<0,01	<0,01	<0,01	0,45	0,63	<0,01	<0,01	2,22	1,85	0,17	0,15	0,03	**5,61**
drieteenmeeuw	0,07	0,03	0,04	0,01	0,01	1,02	1,04	0,01	0,01	0,0	0,01	0,07	**2,33**
visdief/noordse stern	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,73	0,57	<0,01	<0,01	<0,01	**1,30**
zeekoet	0,03	0,03	0,03	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	0,07	0,01	0,01	0,03	**0,49**
alk	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**0,05**
Ongedeterm. duiker	0,02	0,08	0,09	0,02	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	**0,24**

Tabel 8.3 *Voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers onder zeevogels dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 1b met 76 * 15MW in Nederwiek I-B.*

Soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
noordse stormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
noordse pijlstormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
jan-van-gent	0,20	0,02	0,03	0,27	0,32	3,23	3,25	2,97	2,49	8,09	6,44	0,19	27,48
kleine mantelmeeuw	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	1,68	1,71	0,79	0,71	0,00	0,00	0,00	4,93
zilvermeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,01	0,00	0,07
grote mantelmeeuw	0,25	0,07	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,32	0,28	0,25	1,29
dwergmeeuw	0,03	0,00	0,00	0,62	0,71	0,00	0,00	2,52	2,10	0,19	0,17	0,03	6,36
drieteenmeeuw	0,08	0,04	0,04	0,01	0,01	1,15	1,17	0,01	0,01	0,01	0,01	0,08	2,64
visdief/noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,83	0,65	0,00	0,00	0,00	1,48
zeekoet	0,04	0,03	0,03	0,05	0,06	0,06	0,06	0,09	0,08	0,01	0,01	0,04	0,55
alk	0,01	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,06
Ongedeterm. duiker	0,02	0,09	0,10	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,27

Tabel 8.4 *Voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers onder zeevogels dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 2a met 50 * 20MW in kavel Nederwiek I-B.*

Soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
noordse stormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
noordse pijlstormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
jan-van-gent	0,11	0,01	0,02	0,15	0,18	1,82	1,84	1,68	1,41	4,57	3,64	0,11	**15,54**
kleine mantelmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	1,17	1,19	0,55	0,50	0,00	0,00	0,00	**3,43**
zilvermeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	**0,06**
grote mantelmeeuw	0,20	0,05	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,25	0,22	0,19	**1,00**
dwergmeeuw	0,02	0,00	0,00	0,42	0,48	0,00	0,00	1,71	1,46	0,13	0,12	0,02	**4,35**
drieteenmeeuw	0,06	0,03	0,03	0,01	0,01	0,81	0,82	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	**1,85**
visdief/noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,42	0,00	0,00	0,00	**0,99**
zeekoet	0,03	0,02	0,02	0,04	0,04	0,04	0,04	0,06	0,05	0,01	0,01	0,02	**0,37**
alk	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,04**
Ongedeterm. duiker	0,01	0,06	0,07	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	**0.19**

Tabel 8.5 *Voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers onder zeevogels dat maandelijks verwacht wordt bij alternatief 2b met 57 * 20MW in Nederwiek I-B.*

Soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	**som**
noordse stormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
noordse pijlstormvogel	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	**<0,01**
jan-van-gent	0,13	0,01	0,02	0,18	0,20	2,08	2,09	1,92	1,60	5,21	4,15	0,12	**17,72**
kleine mantelmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	1,33	1,36	0,62	0,57	0,00	0,00	0,00	**3,91**
zilvermeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	**0,06**
grote mantelmeeuw	0,22	0,06	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,29	0,25	0,22	**1,14**
dwergmeeuw	0,03	0,00	0,00	0,48	0,55	0,00	0,00	1,95	1,67	0,14	0,13	0,02	**4,96**
drieteenmeeuw	0,06	0,03	0,03	0,01	0,01	0,92	0,94	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	**2,11**
visdief/noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,48	0,00	0,00	0,00	**1,12**
zeekoet	0,03	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,07	0,06	0,01	0,01	0,03	**0,42**
alk	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	**0,04**
Ongedeterm. duiker	0,01	0,07	0,08	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	**0.21**

Beoordeling

In Nederwiek I-B worden de effecten van aanvaringen op alle vogelsoorten (zowel lokale als trekvogels) kleiner bij het alternatief met de minste turbines (Alternatief 2a) (effectbeoordeling: -) dan bij de alternatieven met meer turbines (Alternatieven 1a, 1b een 2b) (effectbeoordeling: --). Verder zijn de effecten van de overplantingscenario's (alternatieven 1b en 2b) met meer windturbines groter dan zonder overplanting (alternatieven 1a en 2a).

Habitatverlies

Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van Nederwiek I-B. 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 lokale zeevogels in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden.

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 Nederwiek I-B (zie hoofdstuk 6). Andere soorten, zoals alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied. Omdat het niet realistisch is dat 100% van de aanwezige vogels worden verstoord, hebben we de lokale dichtheden gecorrigeerd met soortspecifieke macro-uitwijkingspercentages. In Tabel 8.6 worden per soort de gehanteerde dichtheden gepresenteerd, samen met bijhorende macro-uitwijkpercentages en verstoringsafstanden uit de literatuur. In deze tabel zijn ook sterftegetallen als gevolg van habitatverlies gepresenteerd volgens het *worst case principe* dat van de verstoorde vogels 10% sterft als gevolg van habitatverlies. Een uitzondering hierop zijn soorten waarvoor habitatverlies is berekend in het KEC 5.0, hiervoor zijn de geadviseerde percentages sterfte overgenomen zoals gepresenteerd in het KEC 5.0. Dit houdt in dat 1% voor jan-van-gent, 5% voor zeekoet en 10% voor alk is aangehouden (Soudijn *et al.* 2025).

Effecten

De hoogste aantallen slachtoffers door habitatverlies vanwege Nederwiek I-B worden onder zeekoet verwacht, namelijk 52 slachtoffers per jaar. Daarnaast worden er 7 slachtoffers onder drieteenmeeuwen en 4 onder duiker soorten verwacht, 2 onder noordse stormvogels en dwergmeeuwen, en 1 onder alken (Tabel 8.6). Onder de resterende soorten wordt er jaarlijks minder dan 1 slachtoffer verwacht door habitatverlies.

Tabel 8.6 *Maximaal verwacht jaarlijks aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies in Nederwiek I-B met oppervlak van 110 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). Verstoringsafstanden uit Dierschke et al. (2024) en Soudijn et al. (2025) De gepresenteerde slachtofferaantallen gelden voor alle vier de alternatieven van Nederwiek I-B. *uit Skov* et al. *2018; **gebaseerd op Dierschke* et al. *2016; ***gelijkgesteld aan noordse stormvogel (gebaseerd op Dierschke* et al. *2016); **** uit Soudijn et al. (2025).*

	tweemaandelijkse dichtheden								
soort	aug sep	okt nov	dec jan	feb maa	apr mei	jun jul	macro uitwijking	Verstorings afstand (m)	sterfte #
duiker spec.	0,00	0,00	0,04	0,14	0,03	0,00	90%**	**12000**	**4**
noordse stormvogel	0.20	0.15	0.14	0.14	0.17	0.20	80%**	**1000**	**2**
noordse pijlstormvogel	0.02	0,00	0,00	0,00	0.01	0.02	80%***	**500**	**0**
jan-van-gent	0.07	0.29	0,01	0,00	0,01	0.08	85%****	**1500**	**0**
dwergmeeuw	0.66	0.14	0.01	0,00	0.47	0,00	80%**	**500**	**2**
kleine mantelmeeuw	0.11	0,00	0,00	0,00	0,00	0.25	63,9%*	**0**	**0**
zilvermeeuw	0.01	0.01	0,00	0,00	0,00	0,00	44,2%*	**0**	**0**
grote mantelmeeuw	0,00	0.04	0.04	0.01	0,00	0,00	46,9%*	**0**	**0**
drieteenmeeuw	0.04	0.07	0.49	0.23	0.05	5.52	57,5%*	**0**	**7**
visdief/noordse stern	0.36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	70%**	**0**	**0**
zeekoet	1.01	0.12	0.59	0.48	0.67	0.69	79%****	**19500**	**52**
alk	0,00	0.15	0.16	0.44	0,00	0,00	43%****	**2000**	**1**

Beoordeling

De effecten van habitatverlies op lokale zeevogels in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden 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 trekvogels worden geen effecten van habitatverlies verwacht (0).

Barrièrewerking

Voor lokale zeevogels in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden zullen door Nederwiek I-B zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden (effectbeoordeling: 0), omdat voor deze soorten 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 Nederwiek I-B 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 Nederwiek I-B in een lijn te liggen tussen Nederland en Engeland waar eerder nog geen windpark lag. Om die redenen worden de effecten van barrièrewerking op trekvogels 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 lokale zeevogels in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden 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 Nederwiek I-B 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/-). Voor trekvogels zullen door Nederwiek I-B geen indirecte effecten door onderhoudswerkzaamheden optreden (effectbeoordeling: 0).

Effecten van habitatverandering (vanwege aanwezigheid windpark)

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthosgemeenschappen

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 (meeuwen) 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 lokale zeevogels in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden worden als marginaal positief beoordeeld (0/+). Voor trekvogels zullen door Nederwiek I-B geen indirecte effecten door habitatverandering optreden (effectbeoordeling: 0).

Samenvatting
Er zijn zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-). Voor trekvogels is de beoordeling van indirecte effecten neutraal (0).

8.2.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen en habitatverlies

Effectbeschrijving
Zoals in §6.1.2 al is beschreven, worden vanwege gebiedenbescherming de effecten van Nederwiek I-B 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. Nederwiek I-B ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een IHD voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden voorspellen voor alle alternatieven minder dan 1 slachtoffer door aanvaringen en habitatverlies voor de kolonies in de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (Tabel 8.8a-d). De aantallen slachtoffers liggen daarmee onder de 1%-mortaliteitsnorm van respectievelijk 12, 5 en 37 vogels (Tabel 8.7). Broedvogelpopulaties uit Duinen en Lage Land Texel hebben de grootste maximale additionele sterfte (0.03% van de natuurlijke mortaliteit), dus bij alle alternatieven is de additionele sterfte door een windpark niet groter dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie. Daardoor wordt met zekerheid gesteld dat een windpark in Nederwiek I-B geen invloed heeft op het behalen van de IHD's van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Beoordeling

Vanwege het optreden van voorspelde sterfte die niet tot significante negatieve effecten leidt, worden aanvaringen en habitatverlies op broedvogels uit beschermde natuurgebieden voor beide alternatieven als negatief beoordeeld (-).

Tabel 8.7 *Het gemiddeld aantal broedparen in 2018-2022, natuurlijke sterfte en 1%-mortaliteitsnorm van kleine mantelmeeuwen in relevante Natura 2000-gebieden. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van gemiddeld aantal broedparen per kolonie (NEM Sovon 2025) en jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broedparen	natuurlijke sterfte	1% mortaliteitsnorm
Duinen en Lage Land Texel	6.755	1.216	12
Duinen Vlieland	3.013	542	5
Waddenzee (NL)	20.474	3.685	37

Tabel 8.8a *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 drie alternatieven zie de vervolgtabellen genummerd b t/m d.*

67 * 15MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	0,25	0,02%	0,10	0,03%	0,34	0,03%
Duinen Vlieland	0,09	0,02%	0,04	0,01%	0,13	0,02%
Waddenzee (NL)	0,17	<0,001%	0,07	<0,001%	0,23	0,01%

Tabel 8.8b *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1b.*

76 * 15MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. sterfte	#	addit. Sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	0,28	0,02%	0,1	0,01%	0,38	0,03%
Duinen Vlieland	0,11	0,02%	0,04	0,01%	0,14	0,03%
Waddenzee (NL)	0,19	0,01%	0,07	<0,001%	0,26	0,01%

Tabel 8.8c *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 2a.*

50 * 20MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	0,20	0,02%	0,10	0,01%	0,29	0,02%
Duinen Vlieland	0,07	0,01%	0,04	0,01%	0,11	0,02%
Waddenzee (NL)	0,13	<0,001%	0,07	<0,001%	0,20	0,01%

Tabel 8.8d *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 2b.*

57 * 20MW	aanvaringen		habitatverlies		gezamenlijk	
gebied	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	0,22	0,02%	0,10	0,01%	0,32	0,03%
Duinen Vlieland	0,08	0,02%	0,04	0,01%	0,12	0,02%
Waddenzee (NL)	0,15	<0,001%	0,07	<0,001%	0,22	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 Nederwiek I-B voor de vogels bereikbaar is, maar aan de rand van hun actieradius ligt. Meerdere studies tonen bovendien aan dat kleine mantelmeeuwen in sommige gevallen juist aangetrokken worden door offshore windparken (Vanermen *et al.* 2019, Leemans *al.* 2023, 2024a). Voor bovenstaande redenen kunnen we concluderen dat Nederwiek I-B geen noemenswaardige barrière zal vormen voor broedvogels 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 IHD's 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 Nederwiek I-B kan enige verstoring opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij Nederwiek I-B 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 op broedvogels uit Natura 2000-gebieden 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 benthosgemeenschappen 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 op broedvogels uit Natura 2000-gebieden worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting
Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten op broedvogels uit Natura 2000-gebieden 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 IHD's voor broedvogels uit Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

8.3 Beoordeling van effecten per offshore Natura 2000-gebied

Een aantal van de soorten die in §8.2.1 werd beoordeeld, kent specifieke IHD's voor offshore Natura 2000-gebieden in Nederland. Omdat voor niet al deze soorten gold dat effecten konden worden uitgesloten, worden alleen deze soorten (en deze IHD's) hier in meer detail behandeld. Het betreft in alle gevallen een doelstelling van behoud buiten het broedseizoen (zie ook §2.1.4). Meer specifiek betreft het de offshore Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Front. Voor alle andere Natura 2000-gebieden gold 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 daarom alleen die twee soorten behandeld.

De Bruine Bank is aangewezen voor jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk en het Friese Front voor alleen zeekoet. Hieronder worden per Natura 2000-gebied de verwachte effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op deze IHD's besproken.

Tabel 8.1 geeft het aantal berekende aanvaringslachtoffers, terwijl het aantal slachtoffers vanwege habitatverlies wordt gegeven in Tabel 8.6.

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 zes soorten worden voor *grote jager* geen jaarlijkse slachtoffers verwacht in Nederwiek I-B. Effecten op het behalen van de IHD van deze soort van de Bruine Bank zijn uitgesloten.

Mogelijk wordt dit gebied in de toekomst ook aangewezen voor de niet-broedvogelsoorten noordse stormvogel, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, visdief, kleine mantelmeeuw, grote stern en roodkeelduiker. Van deze zeven additionele soorten worden voor *zilvermeeuw*, *stormmeeuw* en *grote stern* geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld in Nederwiek I-B. Effecten op het aanwijzen van deze soorten voor de Bruine Bank zijn uitgesloten.

Aanvaringen

Onder de soorten *jan-van-gent, grote mantelmeeuw* en *dwergmeeuw* worden wel slachtoffers als gevolg van aanvaringen in Nederwiek I-B voorspeld zodat effecten middels externe werking op de Bruine Bank kunnen optreden. 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? Desalniettemin waren de getelde aantallen van deze soorten in de laatst beschikbare vijf teljaren dusdanig hoog (Tabel 8.9) dat zelfs als alle slachtoffers voorspeld in Nederwiek I-B van de Bruine Bank afkomstig zouden zijn, kwam de behoudsdoelstelling voor deze soorten nog niet in gevaar. Op basis hiervan kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen in Nederwiek I-B op het behalen van de IHD's van het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden (effectbeoordeling: -).

Tabel 8.9 Niet-broedvogelsoorten waarvoor het Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen en waarvan in Nederwiek I-B aanvaringsslachtoffers verwacht worden, met de 0,1% biogeografische populatie waarop de aanwijzing gebaseerd is, en de getelde seizoensmaxima van de vijf laatst beschikbare teljaren, alsook de gemiddelde aantallen waarop de aanwijsbesluit op gebaseerd is.

	0.1% biogeogr. populatie	2020 2021[1]	2021 2022[2]	2022 2023[3]	2023 2024[4]	2024 2025[5]	Gemiddelde laatste 5 jaren	Gemiddelde uit aanwijzing
Jan-van-gent	418	2.416	613	506	8.194	461	2.438	976
Dwergmeeuw	110	242	4.204	1.692	6.177	-	2.463	280
Grote mantelmeeuw	420	1.972	1.593	1.882	518	765	1.346	630

1) 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.
2) 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 Rapportnr. 22-328. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

3) 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. 2023. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2022-2023. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 23.32. Waardenburg Ecology Rapportnr. 23-443. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
4) van Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, M. Collier, Y. van der Horst, G. Jenniskens, K. Kuiper, J.J. Leemans, M. Pattikawa, M. Sluijter, K.D. van Straalen, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2024. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2023-2024. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 24.42. Rapport 24-433. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
5) van Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, M. Collier, D. Dolman, G. Jenniskens, K. Kuiper, M. Pattikawa, M. Sluijter, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2025. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2024-2025. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 25.29. Waardenburg rapport 25-337. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

Onder de soorten waarvoor de Bruine Bank mogelijk in toekomst aangewezen wordt, worden onder kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief slachtoffers als gevolg van aanvaringen in Nederwiek I-B voorspeld. Voor deze soorten zijn nog geen (kwantitatieve) doelstellingen voor het Natura 2000-gebied Bruine Bank geformuleerd. Desalniettemin zijn de voorspelde aantallen slachtoffers onder deze soorten dusdanig laag (maximaal 10 slachtoffers onder drieteenmeeuwen) dat het niet redelijkerwijs te verwachten is dat de effecten verhoudingsgewijs groter zouden zijn dan op de soorten waarvoor de Bruine Bank nu al aangewezen is, en die hierboven beoordeeld zijn. Op basis hiervan stellen we dat redelijkerwijs geen significant negatieve effecten door aanvaringen in Nederwiek I-B zijn te verwachten op het aanwijzen van het Natura 2000-gebied Bruine Bank voor deze soorten (effectbeoordeling: -).

Habitatverlies

Onder *zeekoeten*, *alken, jan-van-genten* en *dwergmeeuwen* worden er slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht (Tabel 8.6) door verstoring van het leefgebied. De kortste afstand tussen Nederwiek I-B en Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt ca. 37 km. Er is dus geen sprake van direct habitatverlies in het Natura 2000-gebied. De verstoringseffecten van windturbines kunnen echter verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). Van de vogelsoorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is, zijn alkachtigen het meest verstoringsgevoelig (Dierschke *et al.* 2016); voor zeekoeten bedraagt de gehanteerde verstoringsafstand 19,5 km (Peschko et al. 2024). Met 37 km is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark groter dan deze verstoringsafstand, en zal derhalve geen sprake zijn van directe verstoring van Nederwiek I-B op de Bruine Bank. Kwaliteit en draagkracht van de Bruine Bank worden dus niet aangetast door een windpark in Nederwiek I-B. Effecten van habitatverlies worden daarom uitgesloten. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies in Nederwiek I-B op het behalen van de IHD's van het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden (effectbeoordeling: 0).

Onder de de soorten waarvoor de Bruine Bank mogelijk in toekomst aangewezen wordt, worden onder roodkeelduiker (berekend als duiker sp.), noordse stormvogel en drieteenmeeuw slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht (Tabel 8.6) door verstoring van het leefgebied. De verstoringsafstanden van deze soorten zijn echter kleiner dan voor alkachtigen (Dierschke *et al.* 2016, Dierschke *et al.* 2024). Dit betekent dat de afstand van 37 km tussen het Natura 2000-gebied en het windpark groter is dan deze verstoringsafstanden, en er derhalve geen sprake zal zijn van directe verstoring van Nederwiek I-B op de Bruine Bank. Effecten van habitatverlies worden daarom uitgesloten. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies in Nederwiek I-B op aanwijzen van roodkeelduiker, noordse stormvogel en

drieteenmeeuw voor het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden (effectbeoordeling: 0).

Barrièrewerking
Verschillende soorten lokale zeevogels zouden gevoelig kunnen zijn voor een barrière-effect als de aanwezigheid van windturbines de toegang tot foerageergebieden zou belemmeren of de reis ernaartoe en van daaruit energetisch duurder zou maken. Dit effect kan vooral voor vogels tijdens het broedseizoen een probleem vormen omdat die gebonden zijn aan hun kolonie. Een offshore windpark kan de verbinding tussen het broedgebied en foerageergebied verstoren of in een extreme gevallen foerageergebieden ontoegankelijk maken (Masden *et al.* 2010, Thaxter *et al.* 2024).

Het Natura 2000-gebied de Bruine Bank is voor enkele zeevogelsoorten uitsluitend als niet-broedvogels aangewezen. Deze soorten hebben buiten het broedseizoen een nomadische leefwijze, er is geen sprake van gerichte bewegingen op zee, en hierdoor is het ontstaan van barrière-effecten niet te verwachten voor een enkel windpark op zee (Masden *et al.* 2009). Met 37 km is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark ook groter dan de verstoringsafstanden van de aangewezen vogelsoorten (zie hierboven onder *Habitatverlies*). Hierdoor is het ook zeer onwaarschijnlijk dat Nederwiek I-B zelf een significante belemmering in de bewegingsvrijheid van vogels van de Bruine Bank zal vormen en dat barrière-effecten zullen ontstaan. Op basis hiervan concluderen we dat voor Nederwiek I-B zelf significante effecten van barrièrewerking uitgesloten kunnen worden. De beoordeling van barrièrewerking effect is daarom neuraal (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 Nederwiek I-B 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 benthosgemeenschappen 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 indirecte effecten
Er zijn zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten op niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-).

Samenvatting effecten op IHDs Bruine Bank
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door Nederwiek I-B op het behalen van de IHD's van de vogelsoorten in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden. De effectbeoordeling is - voor aanvaringen, 0 voor habitatverlies, 0 voor barrièrewerking en 0/- voor indirecte effecten.

Friese Front
Het Friese Front is aangewezen voor *zeekoet*. In Nederwiek I-B wordt sterfte onder zeekoeten verwacht, maar alleen als gevolg van habitatverlies (Tabel 8.8). Nederwiek I-B ligt op ca. 69 km van Natura 2000-gebied Friese Front. Daarmee kunnen directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. Significant negatieve effecten op het behalen van de IHD van zeekoet van het Natura 2000-gebied Friese Front zijn uitgesloten (effectbeoordeling: 0).

Noordzeekustzone en Voordelta
De Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta liggen langs de kust, respectievelijk op *ca*. 87 km en 133 km afstand van Nederwiek I-B. 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. Grote sterns komen in Nederwiek I-B niet voor (Tabel 6.1) en voor dwergmeeuwen geldt dat het maximaal aantal slachtoffers 6 bedraagt (Tabel 8.1). Rekening houdend met dit aantal slachtoffers onder dwergmeeuwen en de grote afstand tussen de Natura 2000-gebieden en Nederwiek I-B kunnen we stellen dat de kwalitatieve IHD van behoud in de Voordelta en de Noordzeekustzone niet beïnvloed zal worden (beoordeling voor alle mogelijke effecten: 0).

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. Vanwege de grote afstand tot buitenlandse beschermde natuurgebieden worden de effecten lager ingeschat dan in Nederlandse natuurgebieden en is de effectbeoordeling 0/-.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden
Trekvogels van het vaste land kunnen Nederwiek I-B doorkruisen en eventueel effecten ondervinden. Deze zijn al kort samengevat in §8.2.1. Er werd geconcludeerd dat er geen effecten waren vanwege habitatverlies of indirecte effecten, maar eventueel wel via aanvaringen en barrièrewerking. Onder deze vogels kunnen soorten voorkomen die voor Nederlandse of buitenlandse Natura 2000-gebieden een IHD als niet-broedvogelsoort hebben.

Aanvaringen
De berekende aantallen slachtoffers zullen echter niet alleen betrekking hebben op exemplaren uit Natura 2000-gebieden, maar ook op 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 Nederwiek I-B kunnen doorkruisen zal gelden dat de aantallen slachtoffers per soort in verhouding (relatief) klein zijn ten opzichte van hun populatiegroottes. Zo kunnen naar verwachting meer dan 100 soorten trekvogels het gebied doorkruisen, met miljoenen vogels als totale populatiegrootte. Het is niet nader te bepalen wat de afkomst is van de individuele trekvogels die in Nederwiek I-B in aanvaring kunnen komen met windturbines. Het is echter alleen in theorie mogelijk dat alle slachtoffers van een bepaalde soortengroep van één of een klein aantal soorten vallen en die ook nog eens allemaal afkomstig zijn van Natura 2000-gebieden. In werkelijkheid zullen de 1.370 trekvogelslachtoffers van het worst-case scenario minimaal over 125 soorten verdeeld kunnen worden, waardoor per soort een gering aantal vogelslachtoffers verwacht wordt in Nederwiek I-B. Dat dit geringe aantal vogelslachtoffers van één Natura 2000-gebied afkomstig is, waardoor een effect op dat beschermde natuurgebied kan ontstaan, is zeer onwaarschijnlijk. Daarmee kunnen we met zekerheid grenzende waarschijnlijkheid stellen dat Nederwiek I-B zelf geen effect zal hebben op trekvogelsoorten uit een Natura 2000-gebied.

Barrièrewerking
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/-).

Samenvatting aanvaringen en barrièrewerking op trekvogels uit Natura 2000-gebieden
Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door Nederwiek I-B op het behalen van de IHD's van trekvogelsoorten uit Natura 2000-gebieden

uitgesloten worden. De effectbeoordeling is - voor aanvaringen, 0 voor habitatverlies, 0/- voor barrièrewerking en 0 voor indirecte effecten. Door de kennisleemte in de verspreiding van niet-broedvogelsoorten over de Noordzee kunnen de verwachte negatieve effecten in Nederwiek I-B niet anders beoordeeld voor de verschillende alternatieven.

8.4 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 Nederwiek I-B.

8.4.1 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 hoofdstuk 6.2) kan het totaal aantal vleermuisslachtoffers verdeeld worden over de soorten ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (alle Nyctaloide vleermuizen 3,8%), en gewone dwergvleermuis (0,5%). Op basis van deze benadering worden in Tabel 8.10 de maximale aantallen slachtoffers per soort per jaar per alternatief gepresenteerd. Onder **gewone dwergvleermuizen** worden bij geen van de windparkalternatieven jaarlijkse slachtoffers verwacht (<1) en een effect op deze soort kan **uitgesloten** worden. *Alternatief 1b* kan als *worst-case alternatief* beschouwd worden met 73 slachtoffers per jaar onder **ruige dwergvleermuis** en 3 onder **rosse vleermuis**. *Alternatief 2a* is het *best-case alternatief* met 48 slachtoffers per jaar onder ruige dwergvleermuis en 2 onder rosse vleermuis. Voor de alternatieven met de meeste turbines (Alternatieven 1) worden dus hogere aantallen slachtoffers verwacht. Vanwege de grote kennisleemte in het aantal aanvaringen onder vleermuizen wordt echter geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven en worden ze allemaal als negatief beoordeeld (-).

Tabel 8.10 Maximum aantallen vleermuisslachtoffers per soort per jaar per windpark alternatief.

Alternatief	Aantal turbines	Ruige dwergvleermuis	Rosse vleermuis	Gewone dwergvleermuis
1a	67	64	3	<1
1b	76	73	3	<1
2a	50	48	2	<1
2b	57	55	2	<1

8.4.2 Overige effecten

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, maar dicht bij de verblijfplaats kunnen rosse vleermuizen juist aangetrokken worden door windturbines (Reusch *et al*. 2023). Hoe migrerende vleermuizen reageren op windturbines is niet bekend. Het is onbekend of sprake is van aantrekking of vermijding bij ruige dwergvleermuizen. De soort wordt met regelmaat rustend op offshore windturbines aangetroffen. Het effect van het windpark op vleermuizen 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 kan vleermuizen aantrekken (Boshamer & Bekker 2008), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden (Cryan & Barclay 2009). 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 op offshore platforms bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld *et al.* 2023). Vleermuizen hebben die platforms waarschijnlijk noodgedwongen als tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag 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 op vleermuizen als marginaal positief beoordeeld tijdens de aanleg- en verwijderingsfase (0/+), en negatief tijdens de gebruiksfase (-).

8.5 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen

De volledige effectbeoordeling is samengevat in Tabel 8.11.

Tabel 8.11 *Effectbeoordeling van de alternatieven 1 met 15 MW windturbines en alternatieven 2 met 20 MW windturbines in Nederwiek I-B op beschermde vogelsoorten, vogels uit Natura 2000-gebieden en vleermuizen. Binnen de twee alternatieven is er verder geen onderscheid in de effectbeoordeling te maken.*

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 in het algemeen		
- aanvaringen	--	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedvogels uit Natura 2000		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	--	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0

effecten windpark	alternatieven 1	alternatieven 2
- 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-soorten en -descriptoren (9.4).

9.1 Effecten op vissen

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op (inkt)vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het Nederwiek I-B. Tabel 9.1 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling voor de vier alternatieven. Alternatieven 1a en 1b worden samen beoordeeld, evenals 2a en 2b, vanwege het relatief kleine verschil tussen deze alternatieven en de inzet van gelijke turbines. Als worst case benadering wordt voor elk beoordeeld effect uitgegaan van de installatie van monopaalfunderingen. Er zijn geen vissoorten aangewezen voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank, dat in de invloedsfeer van Nederwiek I-B 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). Wel is de fint, een habitatrichtlijnsoort voor Natura 2000-gebieden nabij de kust, aangetroffen in de nabijheid van het plangebied. Hiermee kan een effect op deze vissoort met een IHD niet worden uitgesloten. Wel is er een reden dat deze soort niet voor de verder offshore gelegen Natura 2000-gebieden is aangewezen. Deze trekvis ondervindt immers problemen tijdens de migratie tussen het zoute en zoete water. De kraakbeenvissen, waarvan er vrij veel voorkomen nabij het plangebied, Europese aal en kabeljauw, relevante soorten voor de KRM en OSPAR, worden verderop besproken in de effectbeoordeling (hoofdstuk 9.4).

Tabel 9.1 *Effectbeoordeling van effecten tijdens de constructie, exploitatie en verwijderingsfasen Nederwiek I-B op vissen.*

Fase	Effecten windpark	Alternatief 1a, b 67 of 76 x 15MW	Alternatief 2 a, b 50 of 57 x 20MW
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
	- bodemberoering – vertroebeling	0	0
	- bodemberoering – habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- continu geluid	0	0
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0	0
	- EMV door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	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

Monopaalfunderingen moeten de bodem in worden geheid. Deze fundering wordt vooralsnog als *worst case*-scenario beschouwd. 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. Prooivissen, met name sprot die veel voorkomt in de zuidelijke Noordzee (Couperus *et al.*, 2024), kunnen mogelijk kortdurende negatieve effecten ondervinden wanneer zij zich dicht bij een geluidsbron bevindt. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens het heien van de monopaalfundering wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Het is de verwachting dat alle andere funderingstypen binnen de effectbeoordeling vallen van de worst-case scenario.

Bodemberoering – Vertroebeling
Bij het installeren van funderingen wordt mogelijk vertroebeling veroorzaakt wanneer de specifieke locatie mogelijk geëgaliseerd moet worden voorafgaand aan installatie. Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase van gravity-based funderingen, uitgaande van het *worst-case* scenario, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tevens 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 een betrekkelijk hoge dynamiek met continu zandtransport. De effecten van vertroebeling op vissen worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering – Habitatdestructie
Bodemberoering heeft daarnaast een direct effect op het leefgebied van de aanwezige vissen in het plangebied. De zachte zandige bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur in de vorm van fundering en erosiebescherming. Dit oppervlak is niet bij elk type fundering van eenzelfde formaat. In de beoordeling wordt uitgegaan van een worst case scenario met een gravity-based fundering. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloed door deze verstoring. Deze vissen kunnen wegvluchten 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 beschermde 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. Nabij het plangebied komen relatief veel roggen voor, maar deze soorten zijn mobiel en kunnen zich snel verplaatsen. De effecten van habitatdestructie worden als marginaal negatief beoordeeld voor alle alternatieven aangezien de fundatietypen niet onderscheidend zijn (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Continu geluid
Tijdens de operationele fase is er ook effect van continu geluid dat geproduceerd wordt door de draaiende wieken van de windmolen, de golven die tegen de turbine aan komen en scheepvaart. Er is tot op heden weinig onderzoek gedaan naar het effect van continu geluid op vissen. Uit onderzoeken naar zeebaars blijkt dat over tijd al vrij snel gewenning optreedt en er geen verschil in gedrag is waar te nemen (Neo *et al.* 2016, Radford *et al.*

2016). Een andere studie in een laboratorium toonde aan dat (simulatie van) continu onderwatergeluid juist een aantrekkende werking heeft op de larven van kabeljauw (Cresci *et al.* 2023). Toekomstige monitoring moet uitwijzen wat het effect is op andere vissoorten. De effecten van continu onderwatergeluid op vissen wordt daarom vooralsnog als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Uitsluiting visserij en aanwezigheid hard substraat
Tijdens de operationele fase zijn over het algemeen geen negatieve effecten van de aanwezigheid van hard substraat en het uitsluitsel van bodemvisserij op (inkt)vissen te verwachten. De uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat heeft binnen het plangebied mogelijk een marginaal positief effect op specifieke vissoorten (zoals de kabeljauw) in het gebied die gebruik maken van de riffunctie van de kunstmatige onderwaterstructuren. Dit zou op zijn beurt weer kunnen doorwerken op hogere trofische niveaus zoals vogels en zeezoogdieren. Zo foerageren bruinvissen en zeehonden op zandspiering, kabeljauwachtigen en grondels.

De effecten van het uitsluiten van visserij worden als neutraal beoordeeld (0) aangezien ondanks het vermoeden nog niet wetenschappelijk is aangetoond dat dit een positief effect heeft op de algemene visgemeenschap. Dit aantonen is ook in de toekomst lastig vanwege de vele andere factoren die van invloed kunnen zijn op de visverspreiding. De beschikbaarheid aan hard substraat wordt als marginaal positief beoordeeld gezien het reeds aangetoonde positieve effect op specifieke soorten (schol, kabeljauw) (effectbeoordeling: 0/+).

EMV
Het effect van EMV op vissen is omringd door kennisleemtes (Sinclair *et al.* 2023). Naar verwachting zal dit effect voornamelijk van invloed zijn op haaien en roggen, omdat zij gebruik maken van elektroreceptie voor het detecteren van prooien en navigatie. EMV kan mogelijk interfereren met het natuurlijke gedrag van haaien, roggen en trekvissen aangezien deze soorten gevoelig zijn voor veranderingen in elektrische signalen en veranderingen in het aardmagnetisch veld. Dit geldt o.a. voor de fint die in zijn mariene fase gebruik maakt van het aardmagnetisch veld.

Binnen Nederwiek I-B zal circa 350 km aan inter-array kabels worden gelegd, die niet per definitie ingegraven worden. Effecten, indien aanwezig, worden verwacht in de nabije omgeving van de kabels. Indien de kabels niet worden ingegraven, leidt dit tot minder bodemberoering, maar mogelijk tot een groter gebied dat wordt beïnvloed door een veranderd EMV. Of dit ecologische effecten heeft is niet bekend. Hoewel het duidelijk is dat vissen magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op vissen door EMV van windparken te ontkennen al dan niet te suggereren. In lijn met voorgaande MER beoordelingen is ondanks de kennisleemte het effect van elektromagnetische velden 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 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).

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 vier alternatieven van windparkontwikkeling in Nederwiek I-B. Als worst case benadering wordt voor elk beoordeeld effect uitgegaan van de installatie van monopaalfunderingen. Tabel 9.2 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling uitgaande van de worst case scenario. 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*-riffen, 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 Nederwiek I-B op benthos.

Fase	effecten windpark	Alternatief 1a, b 67 of 76 x 15MW	Alternatief 2 a, b 50 57 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/+
	- EMV door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0	0

9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase

Geluidstrillingen

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Het type fundering is van groot belang voor de omvang van dit effect. Bij het plaatsen van *gravity based* funderingen komt aanzienlijk minder geluid vrij dan bij monopile funderingen. Bij enkele benthossoorten (tweekleppigen, schelpkokerwormen en kreeftachtigen) kon een fysieke impact of een tijdelijke gedragsverandering aangetoond worden 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, Gigot *et al.* 2023). Bij monitoring van windparken OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op 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, geldend voor alle fundatietypen en alternatieven (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering - 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 (Bijkerk 1988, Essink 1999, Witbaard & Kamermans 2009, Kamermans & Dedert 2012). 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 voor alle fundatietypen en alternatieven (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering - 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 worden kabels op of in de zeebodem gelegd. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is, zal hierbij beschadigd of vernietigd worden. Het type fundering bepaalt het impactgebied. De monopile met erosiebescherming en de *gravity-based* fundering beslaan als worst case uitgangspunt een vergelijkbaar oppervlak. 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-riffen*, een kritisch OSPAR habitat dat mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort kan door het plaatsen van turbinefunderingen, erosiebescherming en kabels worden vernietigd, zeker in het geval van alternatief 1b waarbij 26 turbines meer worden geplaatst dan bij alternatief 2a. Echter in de huidige situatie zullen *Sabellaria*-riffen zich door de bodemberoerende visserij beperkt ontwikkeld hebben. Door het mogelijk

negatieve effect op *Sabellaria-riffen* wordt het effect van habitatdestructie als marginaal negatief beoordeeld voor alle alternatieven (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 benthosgemeenschap. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, maar andere soorten zijn typerend voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal hiermee waarschijnlijk toenemen. Een deel van deze nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit uitheemse soorten komen te bestaan. Uitheemse soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. In een windpark komt het overgrote deel van de aangetroffen uitheemse soorten voor in het intergetijdengebied op de turbinepalen (Kerckhof *et al.* 2016). Tot dusverre is (nog) niet aangetoond dat uitheemse soorten hier concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Wel kan het zo zijn dat soorten volgens het *stepping stone* 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.). Ook kan de introductie van hard substraat kansen bieden voor de ontwikkeling van, of uitbereiding, van *Sabellaria*-riffen. Dit wordt verder uitgewerkt in §9.4.2. Er wordt vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op benthos en daarnaast kansen ontstaan voor de ontwikkeling van *Sabellaria*-riffen. 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 kan de ontwikkelingen van *Sabellaria*-riffen 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*-riffen. Er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce *et al.* 2014). 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*-riffen. De twee effecten tegen elkaar opwegend worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).

EMV

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende wetenschappelijk bewijs om een significant

schadelijk biologisch effect op benthos door EMV van windparken te ontkennen of te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017a, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2018, Taormina *et al.* 2018, Gill & Desender 2020, Albert *et al.* 2022b, 2023, Chapman *et al.* 2023). Binnen Nederwiek I-B zal er circa 350 kilometer aan kabels worden gelegd waarbij alleen effecten worden verwacht in de nabije omgeving van de kabels. Er heerst nog een grote kennisleemte omtrent dit effect. Het effect van elektromagnetische velden wordt vooralsnog 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).

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 effecten op vissen en benthos zijn in grote lijnen vergelijkbaar voor alle vier de alternatieven, omdat de verschillen in turbine-aantallen beperkt zijn en de funderingstype monopaalfundering als worst case is gehanteerd voor de effectbeoordeling. Hoewel verschillende funderingstypen mogelijk worden toegepast, verschillen de ecologische effecten hiervan in dit gebied slechts beperkt. De installatie van de monopaal genereert het meeste onderwatergeluid, waardoor de beoordeling van geluideffecten is gebaseerd op dit funderingstype. Voor habitatverlies is het onderscheid tussen de funderingstype klein, omdat er een vergelijkbaar bodemoppervlak beïnvloed wordt.

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*, geen vis- of benthossoorten bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang. Verlies aan individuen of leefgebied kan geen significante invloed op de totale populatie hebben. Wel komen er relatief veel soorten kraakbeenvissen voor. Er is een kans dat *Sabellaria*-riffen in het plangebied aanwezig zijn, en als deze op locaties liggen waar een turbine is gepland of kabels worden gelegd, zullen deze worden vernietigd. Echter, deze banken worden vooralsnog regelmatig blootgesteld aan bodemberoering door de visserij.

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 50 tot 76 stuks.

De aanwezigheid van windturbines kan een positief effect hebben op de totale biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap, omdat nieuwe onderwaterstructuren (hard substraat) worden aangebracht. Zij vervullen een riffunctie en nemen voor een deel de rol over van oorspronkelijke natuurlijke riffen, die in de Noordzee zijn verdwenen. Met de komst van het windpark wordt de bodemberoerende visserij uitgesloten. Echter, er is tot dusverre nog weinig onderzoek dat daadwerkelijk aantoont dat benthos- en visgemeenschappen significant toenemen binnen een windpark ten opzichte van referentiegebieden daarbuiten. Over het effect van windparken op haaien en roggen zijn kennisleemtes, maar er zijn waarnemingen van roggen en haaien binnen windparken. De invloed van waargenomen gedragsveranderingen als reactie op EMV bij enkele (experimentele) studies op de soorten is nog onbekend en hiermee niet uit te sluiten. Het effect van EMV op vissen en benthos is nog een grote kennisleemte.

Tabel 9.3 *Effectbeoordeling van effecten van Nederwiek I-B op benthos en vissen.*

Fase	effecten windpark	vissen		benthos	
		Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b	Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-	0	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0/-	0/-	0/-	0/-
Exploitatie	- continu geluid	0	0	n.v.t.	n.v.t.
	- uitsluiting van visserij	0	0	0/+	0/+
	- EMV door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0	0	0	0

9.4 Effectbeoordeling KRM

In voorliggende paragraaf worden eerst effecten op de KRM-soorten beschreven, die onder meerdere descriptoren vallen. Vervolgens worden de effecten op de goede milieutoestand (GMT) van de vier descriptoren beschreven (D1 biodiversiteit, D4 voedselweb, D6 integriteit bodem, D11 energie toevoer). De effecten op de GMT worden op windpark niveau toegelicht, aangezien de verschillen tussen de vier alternatieven niet dusdanig groot zijn om hiertussen onderscheid te kunnen maken in de beoordeling. Ten slotte volgt een

samenvatting van effecten op de GMT van deze descriptoren. Informatie in deze paragraaf dient als input voor de KRM-toets, deze is als bijlage opgenomen in het MER.

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 kabeljauw, Europese aal en kraakbeenvissen (descriptoren biodiversiteit en voedselweb), en *Sabellaria*-riffen (descriptoren voedselweb en integriteit zeebodem). Een samenvatting van de effecten op deze soorten en habitats is weergegeven in Tabel 9.4. Deze beoordeling is gebaseerd op de effectenbeoordeling in paragrafen 9.1 en 9.2. In het vervolg van dit hoofdstuk worden de vier relevante descriptoren nader besproken en het effect van de ingreep op de goede milieutoestand beoordeeld.

Tabel 9.4 Effectbeoordeling van effecten van Nederwiek I-B op KRM soorten en habitats.

Fase	effecten windpark	kabeljauw & Europese aal		kraakbeenvissen	
		Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b	Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b
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/+
	- EMV door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	+	+	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren - geluidstrillingen door verwijdering	0/- 0	0/- 0	0/- 0	0/- 0

fase	effecten windpark	*Sabellaria riffen*	
		Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b
Constructie	- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0/-	0/-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	+	+
	- EMV door kabels	n.v.t.	n.v.t.

fase	effecten windpark	*Sabellaria riffen*	
		Alternatief 1a, b	Alternatief 2 a, b
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
Verwijdering	- verwijdering (harde) structuren	0/-	0/-
	- geluidstrillingen door verwijdering	0	0

9.4.2 Descriptor 1: Biodiversiteit

Zeevogels

Zeevogels kunnen slachtoffer worden door aanvaringen of er kan sprake zijn van habitatverlies door de ontwikkeling van het windparken op zee. Of 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 aalscholver kunnen juist aangetrokken worden. Het verlies aan kwalitatief leefgebied verschilt dus per soort. 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. Om het effect van slachtoffers als gevolg van habitatverlies te kwantificeren, is hiervoor een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aangehouden. Ook kan het verbod op bodemberoerende visserij en aanwezigheid van hard substraat zorgen voor een hoger lokaal visbestand. 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. In cumulatie zijn voor alle zeevogelsoorten significant negatieve effecten door zowel aanvaringen als habitatverlies op de populaties ten gevolge van alle windparken op de Noordzee t/m 2031 wel uitgesloten (zie hoofdstuk 11).

Vissen

Deze biodiversiteitsindicator vraagt bij vissen extra aandacht voor kraakbeenvissen en volgens OSPAR kwetsbare vissoorten kabeljauw en Europese aal. Deze kunnen in het plangebied voorkomen. Ook pelagische en demersale inktvissen welke mogelijk in het plangebied voorkomen kunnen effecten van de ontwikkeling van Nederwiek I-B ondervinden. 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. Deze vissoorten kunnen, zoals vissen in het algemeen, negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. De kabeljauw is vanwege zijn gesloten zwemblaas extra gevoelig voor het harde impulsgeluid tijdens de constructie. Van der Knaap *et al.* (2022) toonden aan dat getagde kabeljauwen het gebied niet verlieten wanneer 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, Gimpel *et al.* 2023). 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). Zoals genoemd in hoofdstuk 4 is recentelijk aangetoond dat gesimuleerd continu onderwatergeluid van een operationele offshore turbine een aantrekkende werking heeft op de larven van kabeljauw (Cresci *et al.* 2023). 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). Ook inktvissen kunnen dit harde substraat gebruiken om hun eieren op af te zetten. Over het effect van EMV bij kabels is nog weinig bekend, maar dit zal naar verwachting voornamelijk een effect hebben op kraakbeenvissen. Haaien en roggen kunnen deze detecteren en ook Europese alen kunnen EMV waarnemen en lieten bij experimenten kleine gedragsveranderingen zien (Naisbett-Jones *et al.* 2017). Haaien en roggen lijken tijdens de embryonale ontwikkeling en migratie het meest kwetsbaar voor het effect van EMV (Hermans & Schilt, 2024). Het effect van heigeluid en EMV door de aanleg van een windpark in Nederwiek I-B op vissen zal niet van invloed zijn op de levensvatbaarheid van de vispopulaties op de langere termijn. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee op vissen kunnen niet worden uitgesloten, mede omdat er nog aanzienlijke kennisleemtes bestaan over het effect van EMV op de verspreiding, migratie en populatiedynamiek.

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 inktvissen, en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten.

Tijdens de exploitatie zullen vissen mogelijk ook positieve effecten kunnen ondervinden door de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Wanneer het windpark wordt verwijderd komt er wederom onderwatergeluid vrij en zullen soorten die gebruik maken van het harde substraat mogelijk worden verstoord. De verstoring die hierbij mogelijk optreedt wordt verwacht minder te zijn dan tijdens de constructiefase, aangezien er niet geheid zal worden.

Ook al zullen er zeker effecten van de ontwikkeling van Nederwiek I-B op lokale (inkt)vissen optreden, van de ontwikkeling van dit losstaande windpark kan niet worden geconcludeerd dat vispopulaties zodanig geschaad worden door antropogene belastingen, dat de levensvatbaarheid op de lange termijn in het geding komt. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee op (inkt)vissen kunnen niet worden uitgesloten, mede door het bestaan van kennisleemtes en mogelijke ecosysteemeffecten. Hier wordt verder op ingegaan onder Descriptor 4 ‘Voedselweb’.

9.4.3 Descriptor 4: Voedselweb

De voedselweb descriptor hangt deels samen met de biodiversiteitsdescriptor. Voorliggende effectenbeoordeling op vogels, vleermuizen, vissen en benthos, en de effectenbeoordeling bruinvissen (Heinis *in prep*) schetsen al een beeld van de impact die de aanleg, exploitatie en latere verwijdering van het windpark gaat hebben op deze soortgroepen en daarmee het voedselweb. 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 §4.1.2 wordt het *wake-effect* toegelicht, wat ook van invloed zal zijn op het voedselweb. 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. Hierover is nog maar zeer beperkt informatie beschikbaar. Modelstudies hebben al wel 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. 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.

Tijdens de exploitatie kan het voedselweb ook positieve effecten ondervinden door de uitsluiting van visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Een nieuwe hardsubstraat gemeenschap zal zich naar alle waarschijnlijkheid vestigen in het plangebied.

Ook al zullen er zeker effecten van de ontwikkeling van Nederwiek I-B op het voedselweb optreden, van de ontwikkeling van dit losstaande windpark kan niet worden geconcludeerd dat vispopulaties zodanig geschaad worden door antropogene belastingen, dat de levensvatbaarheid op de lange termijn in het geding komt. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee op het functioneren van voedselwebben kunnen niet worden uitgesloten, mede doordat er nog aanzienlijke kennisleemtes bestaan, onder andere over de effecten van het wake-effect op primaire productie en de respons van hogere trofische niveaus op veranderde voedselbeschikbaarheid.

9.4.4 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. Wel zijn de morfologische veranderingen die het gevolg zijn van het geplande windpark zeer beperkt van omvang ten opzichte van het oppervlak van het NCP. Binnen descriptor 6 zijn rifbouwende soorten opgenomen waarbij *Sabellaria* relevant is voor het huidige plangebied.

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op *Sabellaria*-riffen zijn niet beschikbaar. Het is aannemelijk dat *Sabellaria*-riffen aanwezig zijn in Nederwiek I-B en deze 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 vernietigd worden. (Lichte) vertroebeling kan een positief effect op *Sabellaria-riffen* hebben omdat de wormen gesuspendeerd sediment nodig hebben voor het vormen van de rifstructuur. Vertroebeling die 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, omdat *Sabellaria* gedijt bij hoge sedimentconcentraties voor rifvorming, maar hierover zijn geen data beschikbaar. Wanneer het windpark eenmaal aanwezig is, worden geen negatieve effecten op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-riffen verwacht, en zal het uitsluitsel van bodemberoerende visserij naar verwachting tot een positief effect leiden. De soort is immers zeer kwetsbaar voor bodemberoerende visserij. Over de invloed van EMV op *Sabellaria* is weinig bekend, maar het EMV van een kabel strekt zich slechts enkele meters uit, en het effect is daarmee gering. *Sabellaria*-riffen lijken in eerste instantie afhankelijk te zijn van hard substraat, of in ieder geval een stabiele ondergrond, om rifvorming op te starten. Het nieuw aanwezige hard substraat biedt mogelijkheden voor kolonisatie door *Sabellaria*-riffen (Braithwaite *et al.* 2006, Karlsson *et al.* 2022). Zoals reeds beschreven in hoofdstuk 9 is er in het Verenigd Koninkrijk zelfs een toename aan *Sabellaria*-riffen geconstateerd binnen een windpark (Pearce *et al.* 2014). Uitsluitsel van visserij en de aanwezigheid van hard substraat lijken hiermee een positief effect te hebben op *Sabellaria*. Bij verwijdering van bekabeling en erosiebescherming bij turbines en kabelkruisingen kunnen riffen die zijn gevormd tijdens de operationele fase worden vernietigd, wat als marginaal negatief wordt beoordeeld.

Ook al zullen er dus effecten optreden door de ontwikkeling van Nederwiek I-B, de ontwikkeling van dit losstaande windpark zal de integriteit van de zeebodem niet zodanig aantasten dat de structuur en de functies van de ecosystemen niet wordt gewaarborgd. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten, mede door kennisleemtes.

9.4.5 Descriptor 11: Energietoevoer

Zoals beschreven in hoofdstuk 2.6 is deze descriptor vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren, een effect dat wordt behandeld in de achtergrondrapportage over

onderwatergeluid en zeezoogdieren, opgesteld door HWE (Heinis *in prep*). Deze rapportage beschrijft en beoordeelt voor deze descriptor de effecten van onderwatergeluid en EMV voor vissen en benthos.

De effecten van onder andere onderwatergeluid en EMV op vissen zijn reeds beoordeeld in hoofdstuk 9.1. Hierin is geconcludeerd dat heigeluid en EMV marginaal negatief effect hebben op vissen. Voor descriptor 1 zijn reeds de effecten van onder andere onderwatergeluid en EMV beschreven voor de specifieke OSPAR-soorten kraakbeenvissen, kabeljauw en Europese aal. Hierbij is de kabeljauw extra gevoelig voor hard impuls geluid vanwege zijn gesloten zwemblaas en is aangetoond dat continu onderwatergeluid een aantrekkende werking heeft op kabeljauw larven. 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 (Heinis *in prep*). Naar verwachting zijn de effecten van de toename in aanwezigheid van onderhoudsschepen en het geluid van draaiende windturbines verwaarloosbaar voor de populaties vissen en benthos.

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, dit is een grote kennisleemte. Naar verwachting zal dit effect voornamelijk van invloed zijn op haaien en roggen aangezien zij elektrische en/of magnetische velden waarnemen of gebruik maken van het aardmagnetisch veld. Ook is aangetoond dat het EMV van een windturbinekabel valt binnen de waarneembare grenzen voor kraakbeenvissen, met de theoretische aanname dat haaien de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen. Haaien en roggen lijken tijdens de embryonale ontwikkeling en migratie het meest kwetsbaar voor het effect van EMV (Hermans & Schilt, 2024). Ook Europese alen kunnen EMV waarnemen en lieten bij experimenten kleine gedragsverandering zien (Naisbett-Jones *et al.* 2017).

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.

De effecten van onder andere onderwatergeluid en EMV op benthos zijn reeds beschreven in hoofdstuk 9.1. Hierin is geconcludeerd dat het effect van heigeluid op benthos als neutraal wordt beoordeeld en het effect van EMV marginaal negatief. Zoals reeds hierboven beschreven bij descriptor 6 is er over de effecten van EMV en onderwatergeluid op *Sabellaria*-riffen nog geen kennis beschikbaar, dit zijn grote kennisleemtes.

De beoordeling voor het effect op benthos van heigeluid en EMV is neutraal. Vissen ervaren bij onderwatergeluid en EMV een marginaal negatief effect. Echter, wanneer men kijkt naar de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B, dan ligt de toevoer van energie niet op een niveau dat het mariene milieuschade berokkent. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.

9.4.6 KRM conclusie

Een concreet beoordelingskader voor KRM-descriptoren ontbreekt tot op heden nog. Wel blijkt uit voorliggende effectenbeoordeling dat ontwikkeling van een offshore windpark van invloed is op de KRM-descriptoren biodiversiteit (D1), voedselweb (D4), integriteit (D6) en energietoevoer (D11). Een voorlopige beoordeling van de impact van het losstaande windpark in Nederwiek I-B op deze relevante KRM-descriptoren ten behoeve van benthos en (inkt)vissen zijn samengevat in Tabel 9.5. Hierbij moet vermeld worden dat dit is gericht op de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B, en niet in cumulatie met reeds bestaande windparken en/of geplande windparken. Binnen het huidige hoofdstuk zijn geen effecten op de GMT van bovengenoemde descriptoren aangetoond door de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B. Echter, er kan niet geconcludeerd worden dat mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van windparken op zee ook geen effect hebben op de GMT van de descriptoren. Dit alles betreft geen officiële toetsing. De KRM-toets is als apart document opgenomen in het MER.

Zoals al benoemd in §9.3, zijn de verschillen tussen de vier alternatieven niet dusdanig groot om hiertussen onderscheid te kunnen maken in de beoordeling. De effecten zullen bij alle alternatieven optreden, in min of meer vergelijkbare mate.

De KRM-vissoorten (kabeljauw, Europese aal, kraakbeenvissen) zullen tijdens de aanbouw marginaal 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. Naast deze effecten is er onzekerheid over de ecologische gevolgen van elektromagnetische velden, vanwege kennisleemtes. Dit aspect is daarom als marginaal negatief beoordeeld. Het KRM habitattype *Sabellaria-riffen* zal tijdens de aanbouw waarschijnlijk (marginaal) negatieve effecten ondervinden van het 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. Over effecten van EMV en onderwatergeluid op dit habitattype is geen kennis beschikbaar. Tijdens het verwijderen van het windpark zal het marginaal negatieve effecten ondervinden door het verwijderen van structuren en bijkomstige bodemberoering.

Tabel 9.5 KRM-descriptoren en beoordeling

Descriptor/ criterium	Goede milieutoestand	Toetsing
D1 Biodiversiteit: Zeevogels	Zeevogels worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid van populaties op de lange termijn is gegarandeerd.	Geconcludeerd wordt dat in cumulatie dat significant negatieve effecten door zowel aanvaringen als habitatverlies op de populaties van zeevogels ten gevolge van alle windparken op de Noordzee t/m 2031 uitgesloten kunnen worden (zie hoofdstuk 11).
D1 Biodiversiteit: Vissen	Vispopulaties worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd	Het effect van de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B op vissen zal niet van invloed zijn op de levensvatbaarheid van de vispopulaties op de langere termijn. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.
D1 Biodiversiteit: Inktvissen	Populaties van koppotigen worden niet geschaad door antropogene belastingen, zodat de levensvatbaarheid op de lange termijn is gegarandeerd.	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. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.
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 losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B heeft geen dusdanig effect op de productiviteit, dichtheid en diversiteit van alle trofische niveaus dat het functioneren van het voedselweb in gevaar brengt. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.
D6 Zeebodemintegriteit	De integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen zijn	Geconcludeerd wordt dat een effect van de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B op de integriteit van

Descriptor/ criterium	Goede milieutoestand	Toetsing
	gewaarborgd en dat met name benthische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast.	de zeebodem kan worden uitgesloten. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.
D11 Toevoer van energie:	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, ligt op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.	Geconcludeerd wordt dat een effect van de losstaande ontwikkeling van Nederwiek I-B op een goede milieutoestand kan worden uitgesloten. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten.



10 Mitigatie

10.1 Vogels en vleermuizen

10.1.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn vanwege constructie van windturbines op zee dan vinden die voornamelijk plaats in de maanden dat er mogelijk relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in en rond het plangebied aanwezig zijn. In de omgeving van Nederwiek I-B zijn de meest verstoringsgevoelige soorten (bijvoorbeeld de zeekoet) echter het hele jaar door aanwezig (zie Tabel 6.1). Mitigatie in termen van het plannen van storende activiteiten buiten bepaalde periodes is daardoor voor zeekoeten niet geschikt. Echter, het is nog steeds zinvol om dergelijke activiteiten buiten de algemeen geldende gevoelige periodes, met name het broedseizoen en penrui, te plannen om verstoring van alle zeevogelsoorten te beperken (Gulka *et al*. 2024).

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou ‘s nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter van een ‘vogelvriendelijke’ kleur. Helaas is er geen consensus welke kleur het meest geschikt is. Eerder werd groen of blauw genoemd (Poot *et al.* 2008), terwijl recent werd geconcludeerd dat continu schijnend groen, blauw en wit licht aanzienlijk meer vogels aantrekt dan continu rood licht onder bewolkte omstandigheden (Rebke *et al.* 2019). De meest recente literatuurreview identificeert de zogenoemde “flood-lighting’ die gebruikt wordt tijdens constructie als bijzonder gevaarlijk tijdens deze fase (Gulka *et al*. 2024). Daarnaast stelt deze review niet-wit, minder intense, en bedekte verlichting, voor als de beste optie onder de huidige kennis. Zulke aangepaste verlichting moet waar mogelijk tijdens belangrijke periodes, zoals het broedseizoen en het voorjaars- en najaars-vertrekperiode, gebruikt worden (Gulka *et al*. 2024).

10.1.2 Operationele fase

Vogels

Uit hoofdstuk 8 blijkt dat alternatief 2 zonder overplanting de minste impact op vogels 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 (van der Vliet *et al*. 2023 en andere ecologische achtergrondrapportages daarvoor). Hieronder wordt ingegaan op een

aantal andere maatregelen die mogelijk leiden tot minder habitatverlies en/of minder aanvaringsslachtoffers. Mitigatie van habitatverlies is met name voor zeevogelsoorten van belang terwijl mitigatie van aanvaringsslachtoffers voor zowel zeevogels als trekvogels van belang is.

Mitigatie van habitatverlies
Verstoring die tot habitatverlies leidt, kan mogelijk verminderd worden door het aanpassen van scheepsactiviteiten rondom en in het windpark. Lagere scheepssnelheid en grotere afstand tot het aanwezige mariene leven bleken verstoring van zeezoogdieren en zeeschildpadden te verminderen (Conn & Silber, 2013; Hazel *et al*. 2007) en de verwachting is dat soortgelijke effecten ook voor zeevogels mogelijk zijn (Gulka et al. 2024), maar meer onderzoek is nodig om hiervoor concrete maatregelen te adviseren.

Het effect van een *alternatieve vorm* van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In zijn algemeenheid geldt dat configuraties die tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als het oppervlak tussen de buitenste windturbines) relatief ongunstig zijn. Afgezien van deze algemene stelregel, is er onvoldoende bekend om een voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren.

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 lijkt echter ook belangrijk te zijn hoe breed een corridor minimaal zou moeten zijn. Binnen het Wozep programma is onderzocht of vogels een scheepscorridor in offshore windpark Borssele in grotere mate gebruiken dan het windpark zelf, en daar waren geen aanwijzingen voor, mogelijk door de beperkte breedte (ca. 2 km) van de corridor (Leemans *et al.* 2024a). Ook bleek in een onderzoek naar verstoring van alkachtigen door windpark Gemini dat vogels de opengelaten ruimte tussen de twee windparkdelen (met ca. 5 km breedte) evenveel vermeden als de windparken zelf. Met andere woorden lijkt het erop dat een dergelijke corridor voor verstoringsgevoelige soorten zoals alkachtigen zeker groter dan 5 km moet zijn.

De *onderlinge afstand* tussen turbines lijkt ook van belang voor de effectgrootte van habitatverlies op zeevogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP leek al eerder 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 (Leopold *et al.* 2011, 2013b, Skov *et al.* 2017). Recentelijk is dit ook in het kader van een Wozep onderzoek naar grote sterns aangetoond (van Bemmelen *et al.* 2024a).

Op basis van het ontbreken van een significant verschil in de aanwezigheid van vogels tussen een scheepscorridor en de rest van het windpark in Borssele (Leemans *et al.* 2024)

concluderen we dat de relatief geringe afstand tussen turbines inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen een windpark uitsluit, tenzij het mogelijk is om op een groot oppervlak weinig (grote) turbines neer te zetten. Dit is mogelijk gunstiger omdat verstoring rondom turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels tussendoor vliegen.

Mitigatie van aanvaringen
Vergelijkbaar met mitigatie voor habitatverlies zouden voor het effect van aanvaringen bepaalde opstellingen gunstiger kunnen zijn. In theorie zou bijvoorbeeld een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico kunnen beperken.

Verschillende **aanpassingen aan de windturbines** (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) kunnen een mitigerend effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Het vergroten van de detectiekans van turbines door vogels kan namelijk 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. Zo toonden May *et al.* (2020) bij zeearend en overige landvogelsoorten in Noorwegen aan dat het zwart verven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Recent onderzoek op een kustlocatie in Nederland kon echter geen effect van zwartgeverfde rotorbladen op het aantal vogelbotsingen vaststellen, ondanks de veel grotere steekproefomvang dan het Noorse onderzoek (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2025). De auteurs van de Nederlandse studie in Eemshaven suggereren dat één enkel zwart blad niet voldoende contrast bood in hun studiegebied, een drukke overslaghaven. Offshore-omgevingen zijn per definitie minder rommelig en daardoor mogelijk gunstiger voor het beperken van de impact van draaiende rotoren door zwartgeverfde rotorbladen, maar dit is tot op heden nog niet getest.

Als onderdeel van het MER-traject voor kavel I-A van windenergiegebied Nederwiek (zuid) is een analyse uitgevoerd om het effect van het verhogen van de rotortiplaagte te berekenen op het aantal aanvaringen met zeevogels (Van de Vliet *et al.* 2024). Als mitigerende maatregel lijkt dit zeer veelbelovend: het verhogen van de tiplaagte tot 35 meter resulteerde in modelberekeningen in een relatieve vermindering van het aantal zeevogelslachtoffers variërend van circa 20% (bij grote mantelmeeuwen) tot circa 60% (bij drieteenmeeuwen), al gaat het in het geval van Nederwiek I-B om een absolute reductie van enkele slachtoffers. Dit patroon gold zowel voor turbines met een lager (15 MW) als met een hoger (20 MW) vermogen. Het verhogen van de tiplaagte is daarom een veelbelovende mitigatiemaatregel om het aantal aanvaringen te verminderen, voor verschillende windparkgroottes, locaties en constructies. Er bestaan echter nog geen onderzoeksdata die dit effect in de praktijk hebben aangetoond. De eerste projecten om dit te testen lopen wel.

Verder zijn er aanwijzingen dat het aanbrengen van reflectors, lasers, en ook akoestische waarschuwingssignalen vogels kunnen verjagen. Het gebruik van lichtsignalen kan echter ’s nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg hebben. Bovendien kunnen vogels wennen aan dergelijke stimuli. Een ander nadeel kan zijn dat ongewenste

verstoring van vogelsoorten optreedt die weinig gevoelig zijn voor aanvaringen, maar wel voor verstoring door licht en/of geluid.

Er zijn verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de aantrekkende werking van **turbineverlichting** op nachtelijk trekkende landvogels. Deze onderzoeken hebben echter vooralsnog geen eenduidige conclusie opgeleverd over welk type 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 het effect van verlichting van boorplatforms 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 Nederwiek I-B kan daarom worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Het lijkt op voorhand niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Overigens valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt omdat het in tegenstelling tot gasplatforms op zee alleen gaat om navigatieverlichting, en niet (ook) om veel sterkere werkverlichting. Bovendien dient te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-en ICAO-richtlijnen en wensen van het bevoegd gezag. Grootste winst lijkt daarom juist te behalen door verlichting op turbines tot een minimum te beperken. Op land lijkt het mogelijk om windturbineverlichting alleen aan te zetten op specifieke momenten (ADLS-systeem). Ook in de offshore omgeving zou het activeren van navigatieverlichting op turbines uitsluitend op noodzakelijke momenten gunstig kunnen zijn (Rebke *et al.* 2019). Vermindering van het aantal lichten die überhaupt aanwezig zijn, bijvoorbeeld door alleen de buitenste turbines in een lijn of array te verlichten, of het gebruik van zo laag mogelijk lichtintensiteit zou ook mitigerend kunnen werken (Mockrin & Gravenmier 2012).

Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom ’s nachts zo veel mogelijk vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Stilstaande turbines resulteren automatisch in minder slachtoffers. Dit kan bijvoorbeeld 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 verminderd worden, bijvoorbeeld onder broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit Natura 2000-kolonies.

Aanpassing 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’) biedt kansen voor mitigatie van aanvaringen (May *et*

al. 2015). Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden turbines automatisch 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 is binnen het Wozep onderzoeksprogramma een vogeltrekvoorspelmodel ontwikkeld dat als input dient voor een *proactieve stilstandvoorziening*, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden (Bradarić 2022). Door Krijgsveld *et al.* (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven OWEZ. Zij maakten hierbij een inschatting over het effect van een goedwerkende stilstandvoorziening. Het onderzoek stelde dat de bij een drempelwaarde van 500 vogels/km/u aan trekintensiteit 4% van de doortrekkende vogels gered kan worden, wat correspondeerde met een geschat aantal uur stilstand van 29 uur per jaar, ofwel 0,3% van de tijd dat de turbines draaiden. Uit een meerjarige analyse van radardata verzameld in windpark Luchterduinen bleek dat deze 4% vermeden vogelslachtoffers, bij het toepassen van het voorspellingsmodel (versie 1.1), ongeveer overeenkwam met 50 tot 70 uur stilstand per jaar. 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 waar de trekpieken verwacht worden gericht stilgezet kunnen worden.

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windparken op vogels te verminderen, met name als doel om verstoring, habitatverlies en de aantallen aanvaringsslachtoffers te beperken. Voorbeelden hiervan zijn aantallen en grootte van turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, pro-actieve en reactieve 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 zeevogels (in het algemeen en buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden), als broedvogels uit Natura 2000-gebieden als trekvogels. Grotere, en daardoor lagere aantallen turbines veroorzaken in totaal minder slachtoffers, hoewel dit effect zeer soortspecifiek is.

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 rpm bij windsnelheden onder 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). Voor Nederwiek I-B wordt geadvisserd om ook van deze stilstandvoorziening gebruik te maken omdat betere gegevens momenteel niet beschikbaar zijn. 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 offshore windparken werd berekend die 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 deze stilstandvoorziening voor windenergiegebied IJmuiden Ver (en Nederwiek I-B) 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.

Een recente studie van de Wozep-programma (Arcadis 2025) heeft een overzicht en beoordeling gemaakt van alle mitigatiemaatregelen die het aantal vleermuisslachtoffers in offshore windparken kunnen verminderen. Op basis van dit onderzoek, blijft vermijding (door windparken te plaatsen op een afstand van de belangrijkste migratieroutes van vleermuizen) de beste optie, maar er is op dit moment te weinig kennis over offshore trekroutes om dit concreet toe te passen (Arcardis 2025). Er kan echter veel worden gewonnen door verschillende mitigatiemaatregelen, waarvan de meest veelbelovende zijn (1) stilstandvoorziening: verhogen cut in speed, (2) het aanpassen van rotorhoogtes en tiplaagtes van turbines (dit vereist echter meer informatie over vleermuis vlieghoogteverdelingen), (3) ontwikkelingen in vleermuisdetectietechnologie, bijvoorbeeld met AI. Afschrikking en compensatie blijken de minst veelbelovende mitigatie-maatregelen, grotendeels vanwege een gebrek aan voldoende kennis over hoe dergelijke maatregelen in de praktijk zouden kunnen werken (Arcadis 2025).

10.1.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke verwijdering ligt vooral in de timing ervan. Dit betekent dat in de planning van verwijderingswerkzaamheden, periodes wanneer de dichtheden van verstoringsgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, zoals in najaar, winter en vroege voorjaar, zoveel mogelijk gemeden worden. Daarnaast kan wellicht een methode van

verwijderen 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 andere fases het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen van een 'vogelvriendelijke' kleur.

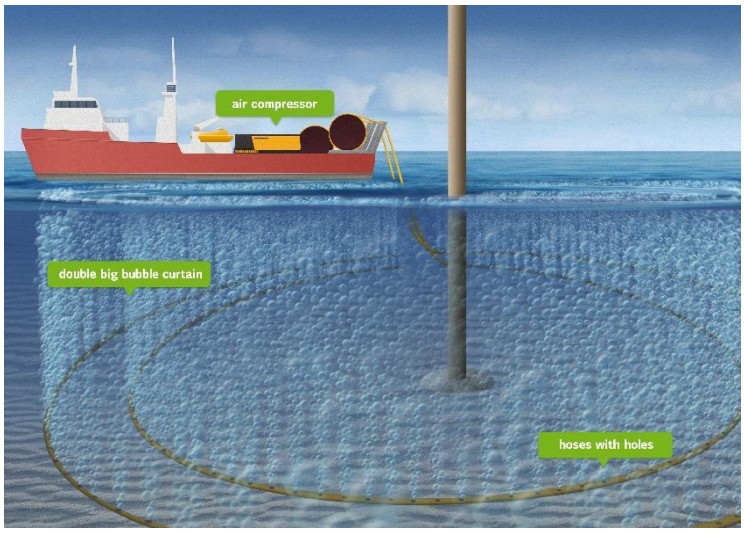
10.2 Vissen en benthos

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. Zoals reeds vermeld in §4.1.1 laten de resultaten van het APELAFICO project zien dat ADD's geen afschrikkende werking hebben op vissen.

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 en Hollandse Kust Noord (Wilbers 2018, Crosswind 2023). 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).



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 §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 §2.1 en bijlage VI).

Vermijden Sabellaria-riffen

Een effect van de constructie van het windpark op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-riffen in het plangebied is niet op voorhand uit te sluiten. Een passende maatregel om dit mogelijke effect te mitigeren is het vooraf uitvoeren van een *Sabellaria*-kartering op de locaties waar de windturbines geplaatst gaan worden en kabels worden gelegd. Met behulp van een ROV in combinatie met een side scan en/of multibeam sonar kan een bodemkartering uitgevoerd worden om in beeld te brengen of er *Sabellaria*-riffen aanwezig zijn op deze specifieke locaties (Figuur 10.2) (Pearce *et al.* 2014). Hierbij kan bij de monitoring prioriteit worden gegeven aan locaties die in de diepere delen tussen de zandbanken liggen omdat op dergelijke locaties ook de *Sabellaria*-riffen op de Bruine Bank en binnen kavel IJmuiden Ver Alpha zijn aangetroffen. Wanneer *Sabellaria*-riffen bn ook daadwerkelijk aanwezig zijn kan overwogen worden de turbinelocatie enkele meters te verplaatsen (micrositing) of (experimenteel) het *Sabellaria*-rif te verplaatsen. 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.

EMV

Bij het aanleggen van de inter-array 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 verplicht in de bodem te worden begraven. Als er meer bekend is over de impact van EMV kan begraven van kabels een mogelijke mitigatiemaatregelen vormen. 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 EMV is dat een lager EMV-niveau niet bij voorbaat beter is. Immers, een lager EMV-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, de inzet van schepen met lage geluidsniveaus, en het verminderen van vaarbewegingen.

10.2.3 Verwijderingsfase

Op de windturbinepalen en erosiebescherming zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een groot aantal (beschermde) 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

11.1 Afbakening

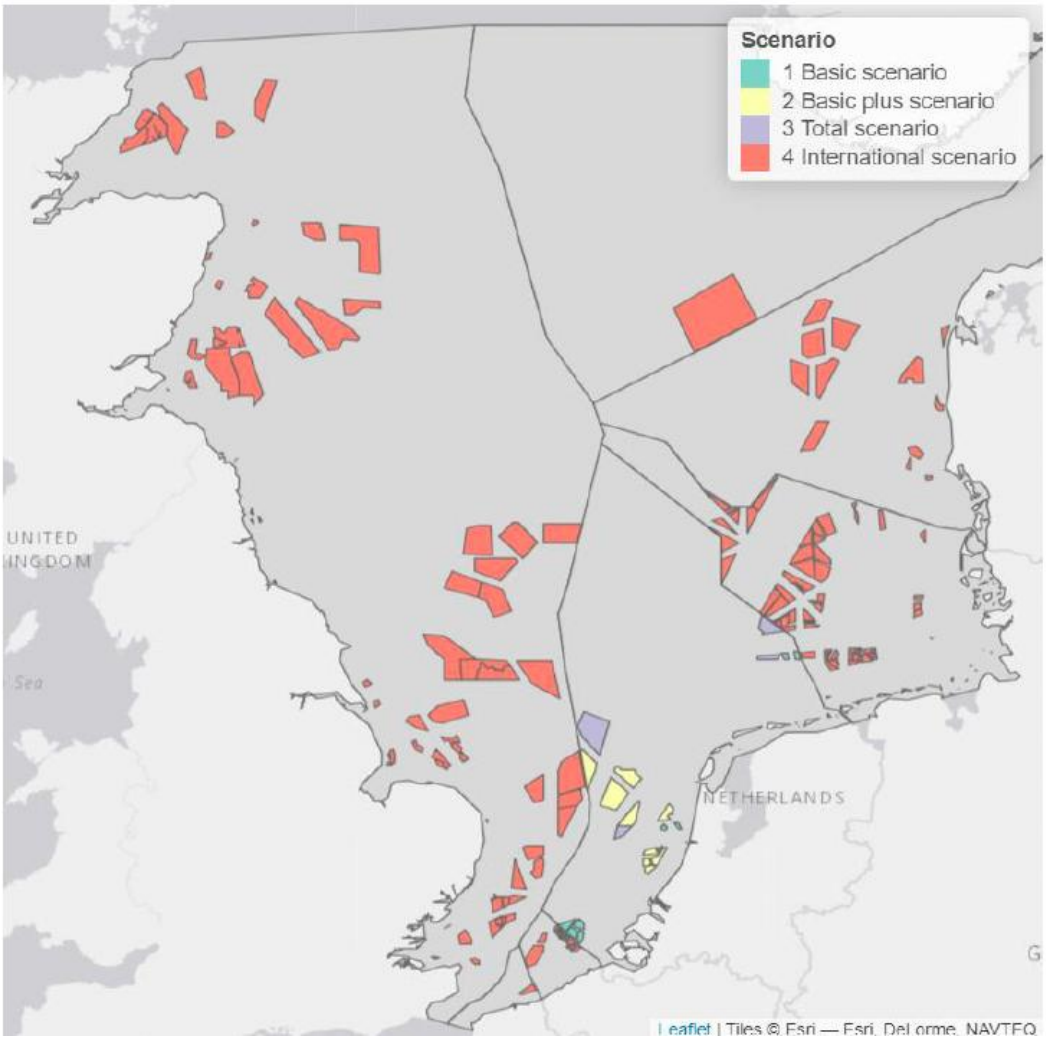
De effecten van een windpark in Nederwiek I-B moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken. Hierbij is als worst-case alternatief van Nederwiek I-B uitgegaan van alternatief 1b (76 x 15 MW). Als de cumulatieve effecten van dit worst-case alternatief geen significant impact hebben op beschermde natuurwaarden, kan dezelfde conclusie getrokken worden voor de overige alternatieven.

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 waarbij 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/of effecten zijn vaak niet gekwantificeerd. Van een aantal van deze activiteiten is bovendien van tevoren 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 in relevante mate voor bepaalde gebieden, maar hier is sprake van bestaand gebruik en niet een nieuwe ontwikkeling die onderdeel uitmaakt van de toetsing.

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, van der Wal *et al.* 2015), recent geactualiseerd naar het KEC 5.0 (IJntema *et al.* 2025), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de centrale en Zuidelijke

Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van Nederwiek I-B (toen genoemd Nederwiek Zuid). De afbakening van het onderzoeksgebied van de KEC-studies is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat niet uitsluitend het NCP maar ook delen van de centrale en Zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen (Figuur 11.1). 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 eind 2031. Overige antropogene gebruiksvormen in de Noordzee werden als bestaand gebruik beschouwd (zie ook Rijkswaterstaat 2015) en waren derhalve geen onderdeel van de recente actualisaties van het KEC. Het aantal aanvaringen van vogels op de Noordzee zal ook voornamelijk door offshore windparken bepaald worden. Verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal echter op een grote schaal door andere gebruiksvormen (bijvoorbeeld door scheepvaart) op de Noordzee kunnen optreden. De combinatie van toenemende aantallen turbines en overige bestaande gebruiksvormen van de Noordzee zal vooral op verstoringsgevoelige soorten een impact hebben omdat de ‘vrije’ ruimte steeds verder afneemt. Bestaande scheepvaartroutes en infrastructuur op de Noordzee worden echter in de huidige situatie al voor een belangrijke mate vermeden door verstoringsgevoelige soorten, en dat zal niet veranderen als scheepvaart verder geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van hogere aantallen windparken.



Figuur 11.1 *Kaart die het gebied weergeeft wat is meegenomen in de verschillende scenario's van het KEC 5.0. Uit Soudijn et al. (2025).*

Barrièrewerking als potentieel derde effect van offshore windparken op vogels vormde ook geen onderdeel van de KEC-studies, omdat ervan uitgegaan wordt dat dit alleen op specifieke locaties (bijvoorbeeld in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten van barrièrewerking op broedkolonies zullen voor een windpark als in Nederwiek I-B op ca. 90 km uit de kust ook niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Niet-broedvogels kunnen daarentegen als nomadisch worden beschouwd waarvoor de hele Noordzee als leefgebied geldt (zie §8.2.3). Hieruit volgt dat er op soortniveau en op het niveau van de hele Noordzee vogels last kunnen hebben van habitatverlies als gevolg van de aanwezigheid van de windparken, maar het is redelijkerwijs niet te verwachten dat bepaalde delen van de Noordzee ontoegankelijk worden door een barrière-effect van offshore windparken. Om die reden worden significant negatieve effecten van barrièrewerking op lokale niet-broedvogels op voorhand uitgesloten.

Voor trekvogels is het effect van barrièrewerking door Nederwiek I-B als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Uiteraard zullen de effecten in cumulatie groter worden. Het grootste deel van de vogeltrek vindt echter op hoogtes boven windparken plaats (Dokter *et al.* 2013) en uit Wozep onderzoek bleek bovendien dat vogeltrek ook dwars door offshore windparken plaatsvindt zodat er geen sprake is van een barrière (Leemans *et al.* 2022). Voor het overige deel is de uitwijking van offshore windparken een relatief kleine toevoeging aan de totale vliegkosten van hun hele migratieroute (Masden *et al.* 2012). Om die reden kunnen significant negatieve effecten van barrièrewerking ook in cumulatie op trekvogels uitgesloten worden. Echter, de voorspelde toename in het aantal windparken in de Noordzee zou ertoe kunnen leiden dat de stijging in het energieverbruik van trekvogels die windparken vermijden tot een meetbare impact op de overleving kan optellen (Schwemmer *et al.* 2023). Barrièrewerking voor zowel trek- als lokale vogels wordt momenteel onderzocht in het kader van KEC-studies en zal voor toekomstige cumulatiestudies van belang zijn.

11.2 Vogels

11.2.1 Lokale zeevogelsoorten in het algemeen

Zeevogelsoorten ondervinden negatieve effecten van zowel aanvaringen als habitatverlies als indirecte effecten (via onderhoudswerkzaamheden). Deze laatste effecten hebben echter ook habitatverlies als gevolg: verstoringsgevoelige vogels vermijden het gebied en het is soms ook niet te bepalen of dit door het windpark zelf of door de verhoogde menselijke activiteiten komt (Mendel *et al.* 2019). Onze berekeningen van slachtoffers als gevolg van habitatverlies zijn gebaseerd op vermijdingspercentages, die beschrijven in welke mate bepaalde soorten een offshore windpark niet meer gebruiken. In dit getal worden dus indirect alle vormen van verstoring van een offshore windpark meegenomen.

Voor vogelsoorten waarbij slachtoffers worden verwacht als gevolg van de exploitatie van Nederwiek I-B is berekend hoeveel slachtoffers cumulatief worden voorspeld door aanvaringen en habitatverlies. Aanvaringen en habitatverlies zijn hierbij los van elkaar beoordeeld, omdat de cumulatieve aantallen voor de meeste soorten uit het KEC 5.0 (IJntema *et al.* 2025, Soudijn *et al.* 2025) afkomstig zijn en hier aanvaringen en habitatverlies niet samen zijn beoordeeld omdat de verschillen in de huidige berekeningsmethodes dit niet toelaten.

Voor de beoordeling van cumulatieve effecten van aanvaringen op de verschillende vogelpopulaties zijn voor enkele soorten de resultaten van het KEC 5.0 (IJntema *et al.* 2025) beschikbaar. Hier werden effecten middels populatiemodellen berekend en vervolgens getoetst aan de geldende ALI-drempelwaarden (Sovon 2024a, Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). De beoordeling in het KEC 5.0 is uitsluitend gedaan voor de cumulatie van Nederlandse offshore windparken (het zogenaamde ‘nationale scenario’). Het scenario met alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee (inclusief Nederlandse windparken; het zogenaamde ‘internationale scenario’) is niet kwantitatief beoordeeld omdat:

- de huidige ALI drempelwaarden daar niet geschikt voor zijn;
- de resolutie van de internationale dichtheidskaarten lager is dan van de nationale dichtheidskaarten, waardoor deze niet vergelijkbaar (en dus de berekende slachtoffers voor cumulatie niet optelbaar) zijn met de nationale kaarten die nieuw ontwikkeld zijn in het KEC 5.0 (zie §4.1.1).

Voor soorten waarbij jaarlijkse slachtoffers worden verwacht maar geen populatiemodellen vanuit het KEC 5.0 beschikbaar waren, is gebruik gemaakt van de Potential Biological Removal (PBR) om de effecten op de populatie te beoordelen (zie §4.2.4).
Naast de cumulatieve beoordeling van alle Nederlandse windparkontwikkelingen, moeten de cumulatieve effecten ook grensoverschrijdend beoordeeld worden, vooral in het geval van Nederwiek I-B dat vlak bij de grens met het Verenigd Koninkrijk ligt. Vanwege het ontbreken van kwantitatieve gegevens over internationale cumulatieve effecten wordt er in voorliggende rapportage een kwalitatieve beoordeling van grensoverschrijdende effecten opgesteld. Dit kan tevens vanwege de ligging van het windenergiegebied ook als een lokale cumulatieve toetsing beschouwd worden. Deze beoordeling hebben we op basis van de best beschikbare kennis uit bestaande milieueffectrapportages en gepubliceerde effectstudies opgesteld.

In voorliggende rapportage zijn de windparken in cumulatie meegenomen die gelijk staan aan het nationale basis-plus scenario uit KEC 5.0, met de toevoeging van Nederwiek Noord. Dit scenario omvat bestaande windparken en toekomstige windparken tot 2031 waarvoor een vergunning is afgegeven of een kavelbesluit is of binnenkort wordt genomen (Tabel 11.1).(Tabel 11.1). Alle parken worden standaard 40 jaar lang meegenomen. In het kader van het KEC 6.0 zijn er plannen om een methode te ontwikkelen om windparken voor variërende periodes mee te kunnen nemen. De parken die nu niet worden meegenomen maar al wel zijn aangekondigd in de ‘Routekaart windenergie op zee’ (www.rvo.nl) zijn Ten Noorden van de Waddeneilanden, Doordewind en Hollandse Kust West (Kavel 8). Voor deze windparken is nog geen kavelbesluit genomen of vergunning verleend; daarmee hoeven ze juridisch geen onderdeel te vormen van een cumulatiescenario dat doorgerekend wordt voor Nederwiek I-B. De windparken Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark zijn opgenomen vanwege de verwachte levensduurverlenging. Overlap met een operationeel windpark in Nederwiek I-B zal waarschijnlijk slechts 2 – 3 jaar worden, terwijl in de berekeningen in de populatiemodellen standaard met een periode van 40 jaar gewerkt wordt. Het meenemen van deze twee windparken in cumulatie-analyses kan dus als worst-case beschouwd worden. Een aantal turbines in Kavel VI van Hollandse Kust West (noordelijk deel) zal een verhoogde rotor-tiplaagte hebben. Als worst-case berekenen wij in deze cumulatie studie met de standaard (lagere) tiplaagte, zoals in het KEC 5.0 gebruikt is, wat volgens modelberekeningen een hoger aantal slachtoffers veroorzaakt. De cumulatieve effecten van het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b) op de verschillende vogelpopulaties kunnen door middel van populatiemodellen worden berekend en vervolgens worden getoetst aan de geldende ALI-drempelwaarden (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025).

Tabel 11.1 Windparken die onderdeel zijn van het nationale cumulatie scenario van Nederwiek I-B.

Windpark	Fase
Egmond aan Zee (OWEZ)	Operationeel
Prinses Amaliawindpark	Operationeel
Eneco Luchterduinen	Operationeel
Borssele 1	Operationeel
Borssele 2	Operationeel
Borssele 3 - Blauwwind	Operationeel
Borssele 4 - Blauwwind	Operationeel
Borssele Site V - Two towers	Operationeel
Gemini Buitengaats	Operationeel
Gemini Zee energie	Operationeel
Hollandse Kust Noord	Operationeel
Hollandse Kust Zuid Holland I - IV	Operationeel
Hollandse Kust West noordelijk deel	In aanbouw
IJmuiden Ver Noord (Gamma A en B)	Vergund
IJmuiden Ver (Alpha & Beta)	Vergund
Nederwiek Noord	In procedure
Nederwiek I-A (zuid)	Vergund

Aanvaringen

In Nederwiek I-B worden jaarlijkse aanvaringsslachtoffers onder grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, jan-van-gent en visdief/noordse stern voorspeld (zie paragraaf 8.2.1). In 0 worden de uitkomsten van de ALI-toetsingen per berekende soort beschreven. Deze zijn samengevat in Tabel 11.2. De resultaten laten zien dat de ALI-drempelwaarde voor aanvaringen alleen wordt overgeschreden voor **jan-van-gent**. Met andere woorden, voor de andere doorgerekende zeevogelsoorten is geen sterk genoeg verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-drempelwaarde uitstrekkend effect op de populatie ontwikkeling.

Tabel 11.2 *De kans (in percentages) dat er een onacceptabele afname plaatsvindt volgend uit de populatiemodellen voor het cumulatieve nationale scenario van aanvaringen, onder het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b; 76 x 15 MW). Bij iedere soort zijn tevens de ALI-drempelwaarde voor de maximale relatieve afname ten opzichte van een scenario zonder windparken (x) en de maximaal geaccepteerde kans voor afname in de populatie vermeld (y). Als de kans op een onacceptabele afname groter dan de maximaal geaccepteerde kans op afname (y) wordt de ALI-drempelwaarde overschreden en is de uitkomst van het model Fail. Als dat niet het geval is is de uitkomst Pass.*

Soort (met ALI drempelwaarde)	Nationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets
kleine mantelmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y =5%)	0	PASS
grote mantelmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)	0	PASS
dwergmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y =5%)	0	PASS
jan-van-gent (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)	100	FAIL
drieteenmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5% , y =5%)	0	PASS
Visdief/noordse stern (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)	0	PASS

Habitatverlies

In Nederwiek I-B worden er slachtoffers als gevolg van habitatverlies voorspeld onder duikers, noordse stormvogel, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet en alk (zie paragraaf 8.2.1). In KEC 5.0 werden de cumulatieve effecten van habitatverlies door de aanwezigheid van offshore windparken voor een aantal van deze zeevogelsoorten berekend (Soudijn *et al.* 2025). Voor de onderzochte soorten die ook in Nederwiek I-B slachtoffer kunnen worden (zeekoet en alk) laten de resultaten zien dat de ALI-drempelwaarden voor habitatverlies voor **zeekoet** overschreden worden. Onder alken is er in cumulatie geen sprake van een overschrijding van de ALI-drempelwaarde als gevolg van de aanwezigheid van Nederlandse offshore windparken. De resultaten zijn samengevat in Tabel 11.3.

Voor twee andere soorten die in Nederwiek I-B slachtoffer kunnen worden als gevolg van habitatverlies (duikers en noordse stormvogel), komt de best beschikbare kennis over cumulatieve effecten van habitatverlies uit het KEC 4.0 (Soudijn *et al.* 2022). Hier werd er voor (o.a. soorten die niet als slachtoffer in Nederwiek I-B worden verwacht) duikers en noordse stormvogels geconstateerd dat er geen sprake is van een ALI-drempelwaarde overschrijding onder de nationale scenario's. Deze resultaten zijn samengevat in Tabel 11.3. Ondanks dat de windparkscenario's van het KEC 4.0 gebaseerd zijn op oudere

informatie, kunnen we op basis van de toen geconstateerde verwaarloosbare kleine kans op overschrijding van de ALI-drempelwaarden, constateren dat er voor duikers en noordse stormvogel geen sprake is van een grotere negatieve impact van windparken op zee op de populatie dan geaccepteerd (Tabel 11.3). Bovendien, zijn de voorspelde aantallen slachtoffers in Nederwiek I-B en omliggende windparken in de buurt meestal klein. Voor de Noordse stormvogel worden er nooit meer dan 5 slachtoffers verwacht (Tabel 11.7), en voor de duikers bijna altijd minder dan 13 (enige uitzondering is het Britse windpark Norfolk Boreas met 80 voorspelde slachtoffers, maar ook dat is als een kleine (niet significante) negatieve impact beoordeeld (Tabel 11.7). De over het algemeen lage aantallen slachtoffers beschreven in voorliggend rapport laten zien dat het redelijkerwijs niet te verwachten is dat er een significant negatief effect als gevolg van habitatverlies zal optreden.

Tabel 11.3 *De kans (in percentages) dat er een onacceptabele afname plaatsvindt volgend uit de populatiemodellen voor het cumulatieve nationale scenario van habitatverlies (mortaliteit = 0.1, c.f. Soudijn et al. 2025), onder het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b; 76 x 15 MW). Bij iedere soort zijn tevens de ALI-drempelwaarde voor de maximale relatieve afname ten opzichte van een scenario zonder windparken (x) en de maximaal geaccepteerde kans voor afname in de populatie vermeld (y). Als de kans op een onacceptabele afname groter dan de maximaal geaccepteerde kans op afname (y) wordt de ALI-drempelwaarde overschreden en is de uitkomst van het model Fail. Als dat niet het geval is is de uitkomst Pass.*

Soort (met ALI drempelwaarde)	Databron	Nationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets
alk (ALI-drempelwaarde x = 5%, y = 5%)	KEC 5.0	0	PASS
Zeekoet (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)	KEC 5.0	100	FAIL
Duiker soorten	KEC 4.0	0	PASS
Noordse stormvogel	KEC 4.0	0	PASS

Voor twee soorten die als gevolg van habitatverlies in Nederwiek I-B slachtoffer kunnen worden (dwergmeeuw en drieteenmeeuw), is er nog geen data beschikbaar voor het berekenen van cumulatieve effecten als gevolg van habitatverlies. In Dierschke *et al.* (2016) wordt de dwergmeeuw geclassificeerd als een soort die windparken zwak vermijdt, en de drieteenmeeuw als een soort die geen waarneembare patronen vertoont met betrekking tot vermijding of aantrekking. Bovendien is voor beide soorten het aantal voorspelde slachtoffers van habitatverlies in Nederwiek I-B, evenals in omliggende windparken (zie Tabel 11.7), consequent minder dan 10 en meestal minder dan 5. Beide soorten zijn ook volgens eerdere KEC-studies als meer gevoelig voor aanvaringen dan voor habitatverlies beschouwd (Soudijn *et al.* 2022). Gezien beide soorten weinig gevoelig voor habitatverlies lijken te zijn (gebaseerd op het ontbreken van meetbare vermijdingseffecten, Dierschke *et al.* 2016) kan geconcludeerd worden dat de effecten van habitatverlies minder aan de orde zijn dan die van aanvaringen, en met de cumulatieve beschouwing van aanvaringen de belangrijkste effecten in beeld worden gebracht.

Effectboordeling ALI-drempelwaarde overschrijdingen

In deel A van het KEC 5.0 wordt beschreven hoe er omgegaan moet worden met uitkomsten van het KEC in MER-beoordelingen (Rijkswaterstaat 2025). Hieruit volgt dat als er een ALI-overschrijding als gevolg van de impact van windparken op zee uit het KEC naar voren komt, er vervolgens gekeken moet worden naar de Nederlandse Staat van Instandhouding en populatietrend van deze soort. Als één van deze twee negatief is, kan geconcludeerd worden dat door windenergie op zee een onacceptabel effect ontstaat wat nader bekeken moet worden. Als de huidige Staat van Instandhouding gunstig is, én ook de populatietrend positief, dan is de verwachting dat de toekomstige Staat van Instandhouding ook gunstig is, ondanks de gevolgen van windenergie op zee. Om een duiding te geven aan de overschrijding bij jan-van-gent en zeekoet worden de stappen zoals beschreven in deel A van het KEC 5.0 doorlopen.

Jan-van-gent

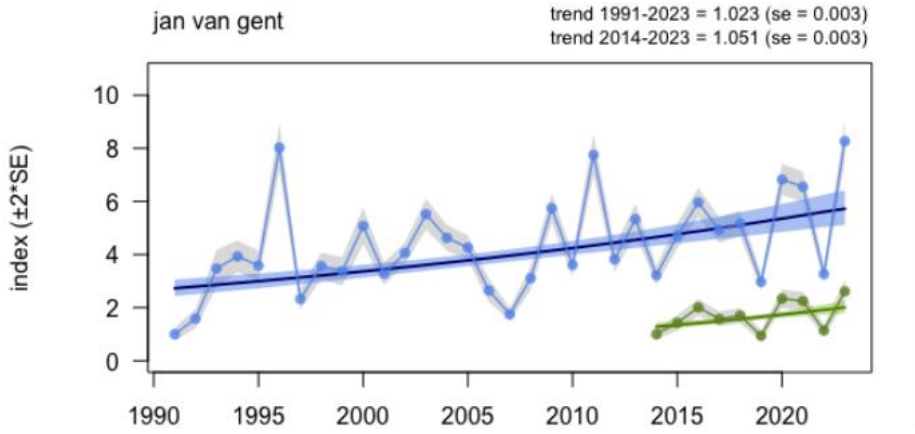
Er is geen sprake van een broedende populatie van jan-van-gent in Nederland, en daarom kijken we naar de Staat van Instandhouding van de niet-broedende populatie en de populatietrend. De Staat van Instandhouding is voor de jan-van-gent als gunstig beoordeeld (bron: sovon.nl). De geobserveerde populatietrend is volgens Sovon (2024b) geclassificeerd als matig toenemend (Tabel 11.4), zowel voor de korte termijntrend als op de lange termijn (jaarlijkse matige toename van 3,8% op basis van data van 2008/09 – 2019/20, en matige jaarlijkse (niet-significante) toename van 2,2% op basis van data van 1980/81 – 2019/20). Hoewel de lange termijn trend als matige toename is geclassificeerd, is deze niet-significant. Deze kan daarom ook als stabiel worden beschouwd. De huidige populatieomvang ligt met een seizoensgemiddelde van 20.000 vogels boven de Gunstige Referentiewaarde van een seizoensgemiddelde van 17.000 vogels (Sovon 2024b).

Tabel 11.4 *Informatie over de populatieomvang- en ontwikkelingen van jan-van-gent. Bron: Bouwsteen ten behoeve van VHR-opgave jan-van-gent (Sovon 2024b).*

Aspecten kerngetallen SvI	Periode	Conclusie/output
Huidige populatieomvang	2014/15-2019/20	20.000 vogels (seizoensgemiddelde)
Beoordeling korte termijntrend	2008/09-2019/20	matige toename (3,8% per jaar)
Beoordeling lange termijntrend	1980/81-2019/20	matige toename (2,2% per jaar)
Gunstige Referentiewaarde Populatie	EGR	17.000 vogels (seizoensgemiddelde)

Let wel, voor de huidige beoordeling van de Staat van Instandhouding als ‘gunstig’ zijn gegevens uit het meest recente Sovon rapport (2024b) gebruikt, waarin de vogelgriep uitbraak van 2022 nog niet meegenomen is. Deze uitbraak vond plaats in driekwart van alle jan-van-gent broedkolonies en heeft geleid tot veel sterfte (Lane *et al.* 2023). Hoewel de formele Staat van Instandhouding voor jan-van-gent gunstig is, heeft Sovon vanwege deze hoge sterfte een strengere ALI drempelwaarde geadviseerd (Sovon 2024a), welke is overgenomen door het ministerie van LVVN. Let op, op de website van sovon.nl is de korte-termijn populatietrend geclassificeerd als significant afnemend (<5%) (https://stats.sovon.nl/stats/soort/710). Dit is op basis van data t/m 2023. De meest recente beoordeling van de korte-termijn populatietrend met MWTL-data t/m 2023/24 geeft echter een significante zwakke toename weer (van Bemmelen *et al*. 2024b), zoals weergegeven

in Figuur 11.2. Het rapport met MWTL-data t/m 2025 bevat geen nieuwe populatietrends (van Bemmelen *et al.* 2025).

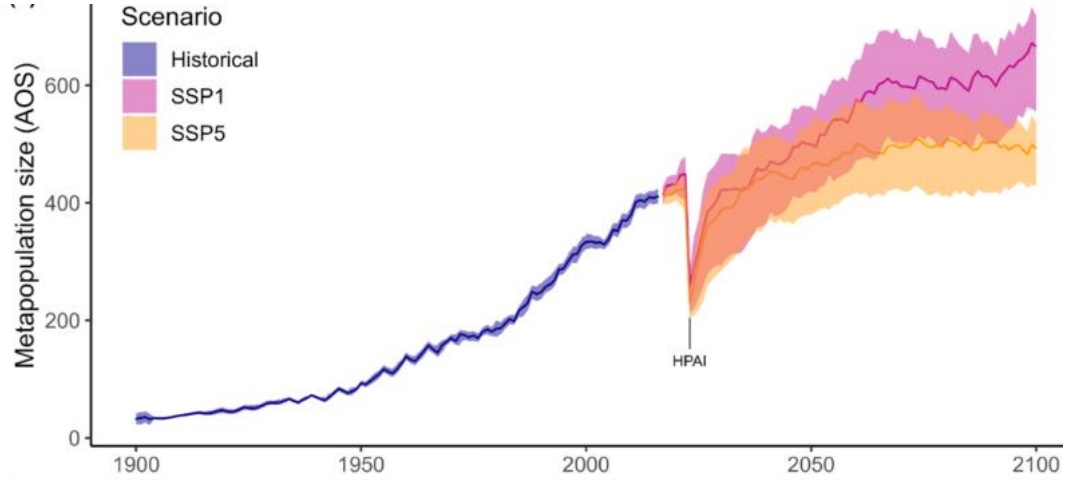


Figuur 11.2 *Jaarlijkse populatie-index met standaardfout en trend met standaardfout van jan-van-gent in de perioden 1991/1992 - 2023/2024 (blauw) en 2014/2015 - 2023/2024 (groen) op het NCP (bron: CBS). Overgenomen uit van Bemmelen et al. (2024b).*

Gezien de grote impact van vogelgriep op de populatie van de jan-van-gent wordt de gunstige Staat van Instandhouding van jan-van-gent mogelijk in de nabije toekomst aangepast. Deze extra voorzichtigheid wordt gedicteerd door de grote afnames in de broedpopulatie: in de grootste kolonie van het Verenigd Koninkrijk was de adulte overleving 49% lager in het vogelgriep jaar ten opzichte van de 10 jaar daarvoor (Lane *et al.* 2023).

Volgens recente modelleringen over toekomstige populatie-ontwikkelingen (Jeglinski *et al.* 2024) is het echter de verwachting dat na de massale sterfte in 2022 de populatie snel weer op het oude niveau zal komen en na 2030 door zal groeien (Figuur 11.3). In deze studie is een model gemaakt voor de gehele Noordoost-Atlantische metapopulatie op basis van broedkolonie-specifieke overlevings- en reproductieparameters, waarbij ook dichtheidsafhankelijkheid is meegenomen. Hoewel de focus van deze studie op effecten van klimaatsverandering op de broedkolonies was, laat het model van de auteurs zien dat de totale populatiegrootte naar verwachting snel herstelt van de grote impact van vogelgriep (aangeduid met HPAI in Figuur 11.3). De studie laat ook zien dat na dit snelle herstel de populatie-ontwikkelingen per kolonie anders zullen verlopen binnen de totale Noordoost-Atlantische metapopulatie: noordelijker gelegen kolonies op IJsland, Noorwegen en Noord-Schotse eilanden zullen doorgroeien en naar verwachting bij een gematigd klimaatscenario ook op de lange termijn stabiel blijven of verder toenemen. Franse kolonies en die aan de Noordzeekust van het Verenigd Koninkrijk zullen daarentegen afnemen als resultaat van het veranderende klimaat. Dit toont wel aan dat de zuidelijker gelegen kolonies kwetsbaarder zijn voor de gevolgen van klimaatverandering. De algehele groei van de meta-populatie suggereert echter ook een verschuiving in het verspreidingspatroon van jan-van-genten: noordelijke kolonies kunnen relatief in omvang toenemen, terwijl zuidelijke kolonies kleiner kunnen worden. Jan-van-genten komen voornamelijk buiten het broedseizoen voor op de Nederlandse Noordzee en hoe de ontwikkelingen in de broedkolonies deze aantallen zullen beïnvloeden is nog onduidelijk. Het is echter bekend dat op de Nederlandse Noordzee niet alleen vogels van de meest

dichtbijgelegen kolonies langs de Noordzeekust van het Verenigd Koninkrijk voorkomen, maar ook van de noordelijker gelegen kolonies in Noorwegen, IJsland en Duitsland (Barrett 1988, Garthe *et al.* 2016, Garthe *et al.* 2024). Op basis hiervan stellen we dat het gerechtvaardigd is om onze beoordeling op de algemene toename van de meta-populatie te baseren (zie Figuur 11.3).



Figuur 11.3 *Hindcasts en voorspellingen voor twee klimaatscenario's SSP1 (roze) en SSP5 (oranje) voor de jan-van-gent metapopulatie, inclusief de massale sterfte door het vogelgriepvirus (HPAI) in 2022 (Figuur uit: Jeglinski et al. 2024).*

In conclusie wordt op basis van de ALI overschrijding een effect op de populatie door windparken op zee verwacht. Het is van belang om te bekijken of dit invloed heeft op de beschermde status van de soort. De huidige Staat van Instandhouding is gunstig, en zowel de gemodelleerde populatietrend o.b.v. populatiemodellen, als de waargenomen populatietrend o.b.v. meest recente MWTL-data (t/m 2024; van Bemmelen *et al.* 2024b), geven de populatieprojectie een matig stijgende populatietrend aan; hiermee blijft de populatie ook met impact van wind op zee boven de gunstige Staat van Instandhouding. Gezien de effecten van vogelgriep is het belangrijk om de populatie-ontwikkelingen van deze soort bijzonder kritisch te volgen. Lane *et al.* (2023) laat de eerste signalen van herstel van de internationale populatie zien en ook de meest recente MWTL-tellingen in Nederland wijzen in die richting (zie Sovon.nl). Volgens voorspellingen van populatiemodellen zal de meta-populatie door blijven groeien (Jeglinski *et al.* 2024). Op basis van de meest recente tellingen is daarom ook de Nederlandse Staat van Instandhouding vooralsnog niet aangepast en blijft gunstig. *Hiermee kunnen op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend significant negatieve effecten op de jan-van-gent uitgesloten worden*.

Zeekoet

Er is geen sprake van een broedende populatie van zeekoet in Nederland, en daarom kijken we naar de Staat van Instandhouding van de niet-broedende populatie. Deze is voor de zeekoet als gunstig beoordeeld (bron: sovon.nl).

De geobserveerde trend o.b.v. vliegtuigtellingen op het NCP is positief (sovon.nl). Binnen de populatiemodellen is ook de geprojecteerde populatietrend met de invloed van windparken positief. Daarnaast zou er voor habitatverlies beargumenteerd kunnen worden dat de effecten van Nederwiek I-B in cumulatie erg worst-case zijn, gezien de levensduur van twee van de twintig Nederlandse windparken die meegenomen zijn (OWEZ en PAWP) eigenlijk maar enkele jaren overlappen met Nederwiek I-B. In tegenstelling tot aanvaringen, waar elk vogelindividu elke dag opnieuw slachtoffer kan worden, heeft habitatverlies één keer in het leven van een vogelindividu negatieve consequenties: een eerder beschikbaar habitat gaat verloren waardoor sterfte kan optreden. Daarmee is het redelijkerwijs te veronderstellen dat de effecten van Nederwiek I-B als gevolg van habitatverlies werkelijk minder gaan worden dan wat wij hier, als worst-case scenario, voorspellen.

Verder heeft de vogelgriep op deze soort een minder grote impact gehad. In een studie specifiek gericht op het in kaart brengen van de effecten van vogelgriep is over alle gemonitorde kolonies een 6% afname geconstateerd bij de zeekoet, met sommige kolonies zelfs een toename in de aantallen vogels (Tremlett *et al.* 2024). Het is van belang om de populatieontwikkelingen als gevolg van vogelgriep goed in de gaten te houden. Wanneer de populatieontwikkeling toch terug lijkt te vallen, kunnen in de toekomst mitigerende maatregelen nodig zijn.

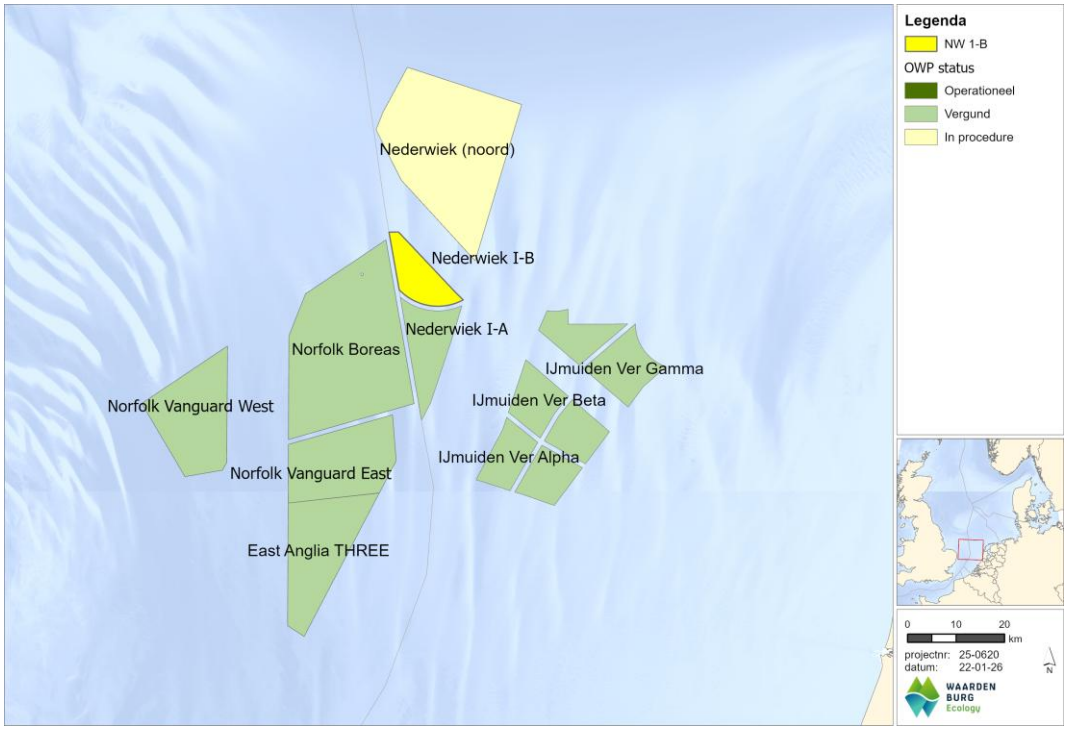
Het is van belang om te bekijken of de impact van wind op zee invloed heeft op de beschermde status van de soort. De huidige Staat van Instandhouding is gunstig, en er is een positieve trend; hiermee blijft de populatie ook met impact door wind op zee boven de gunstige staat van instandhouding. *Daarom kunnen, op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend, significante negatieve effecten op de zeekoet uitgesloten worden*.

<u>Cumulatie lokaal (grensoverschrijdend) scenario</u>
Vanwege de ligging van Nederwiek I-B vlak bij de grens met het Verenigd Koninkrijk is het relevant om niet alleen Nederlandse windparken in cumulatie mee te nemen. Hieronder wordt een cumulatieve toetsing met internationale windparken, maar wel op lokaal niveau beschreven. Juridisch gezien is het vooral van belang dat cumulatieve effecten op lokale en nationale schaal uitgevoerd worden. Als effecten uitgesloten kunnen worden, kan ook geconcludeerd worden dat de impact op een nog grotere schaal gering is[1]. Vanwege het ontbreken van kwantitatieve gegevens over internationale cumulatieve effecten wordt er in voorliggende rapportage een kwalitatieve beoordeling van de grensoverschrijdende effecten beschreven. Deze beoordeling hebben we op basis van de best beschikbare kennis uit bestaande milieueffectrapportages en gepubliceerde effectstudies opgesteld.

Aanvaringen
Voor alle zeevogelsoorten waarvan wordt voorspeld dat ze slachtoffer kunnen worden in Nederwiek I-B als gevolg van aanvaringen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, jan-van-gent en visdief/noordse stern) of habitatverlies

[1] Uitspraak ABRvS 14 juni 2023, ECLI:NL:RVS:2023:2323 (*Windpark Karolinapolder*).

(duikers, noordse stormvogel, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet en alk) is een kwalitatieve internationale cumulatie-analyse uitgevoerd. Dit is gedaan door het verzamelen van gegevens over het verwachte aantal slachtoffers en effectbeoordelingen uit andere MER's (in het V.K.: "E*nvironmental Statements*") van negen additionele windparken in de regio van Nederwiek I-B (Figuur 11.4). De opgenomen windparken zijn in Tabel 11.5 beschreven.



Figuur 11.4 *Ligging van Nederwiek I-B en de omliggende Nederlandse en Engelse windparken die zijn opgenomen in het lokale cumulatiescenario.*

Tabel 11.5 *Details van de windparken die zijn opgenomen in het lokale (grensoverschrijdende) cumulatiescenario. V.K. = Verenigd Koninkrijk; NL = Nederland.*

Windpark	Locatie	Oppervlakte (km²)	Bron
Norfolk Vanguard (West)	V.K.	295	MacArthur Green (2018)
Norfolk Vanguard (East)	V.K.	297	MacArthur Green (2018)
Norfolk Boreas	V.K.	725	MacArthur Green (2019)
East Anglia THREE	V.K.	305	MacArthur Green (2015)
IJmuiden Ver Gamma	NL	227	Van de Vliet *et al.* (2023)
IJmuiden Ver Alpha	NL	189	Leemans *et al.* (2024b)
IJmuiden Ver Beta	NL	197	Leemans *et al.* (2024b)
Nederwiek Noord	NL	674	*Persoonlijke communicatie**
Nederwiek I-A	NL	149	van de Vliet *et al.* (2024)

Nederwiek I-B	NL	110	Dit rapport

* gegevens uit ongepubliceerde rapportage

Deze gegevens zijn verzameld en samengevat om een algemene kwalitatieve beoordeling te geven over de omvang van de verwachte cumulatieve effecten op zeevogelpopulaties op lokaal en internationaal niveau. De resultaten van deze beoordeling zijn in Tabel 11.6 (aanvaringen) en Tabel 11.7 (habitatverlies) weergegeven.

Tabel 11.6 Samenvatting van de voorspelde impact van aanvaringsslachtoffers in het lokale (grensoverschrijdende) cumulatiescenario van Nederwiek I-B. Aantallen slachtoffers zijn van de worst-case scenario's genomen.

Soort	Windpark	Aantal slachtoffers verwacht in windpark	Omvang van impact (nationale cumulatie)	Impact beoordeling
Grote mantelmeeuw	Norfolk Vanguard East	1,1	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	0	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	93,1	Laag	Klein negatief
	East Anglia THREE	55	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	Ijmuiden Ver Gamma	40	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	35	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	35	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	43	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-A	46	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	1	Laag	Klein negatief
Kleine mantelmeeuw	Norfolk Vanguard East	27,3	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	9,1	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	39,8	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	East Anglia THREE	20	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	Ijmuiden Ver Gamma	18	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	6	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	6	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	15	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-A	6	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	5	Laag	Klein negatief
Dwergmeeuw	Norfolk Vanguard East	1,6	Verwaarloosbaar	Geen impact
	Norfolk Vanguard West	0,1	Verwaarloosbaar	Geen impact
	Norfolk Boreas	3,9	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	East Anglia THREE	0	N/A*	Geen impact
	Ijmuiden Ver Gamma	2	Laag	Klein negatief

	Ijmuiden Ver Alpha	7	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	6	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	2	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-A	3	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	6	Laag	Klein negatief
Drieteenmeeuw	Norfolk Vanguard East	58,6	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	158,4	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	202,8	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	East Anglia THREE	170	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief
	Ijmuiden Ver Gamma	21	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	6	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	6	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	11	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-A	7	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	3	Laag	Klein negatief
Visdief/noordse stern	Norfolk Vanguard East	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Vanguard West	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Boreas	0	N/A*	Geen impact
	East Anglia THREE	0	N/A*	Geen impact
	Ijmuiden Ver Gamma	2	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	< 1	Verwaarloosbaar	Geen impact
	Ijmuiden Ver Beta	< 1	Verwaarloosbaar	Geen impact
	Nederwiek Noord	< 1	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-A	0	N/A*	Geen impact
	Nederwiek I-B	1	Laag	Klein negatief
Jan-van-gent	Norfolk Vanguard East	44,7	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	110,6	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	117,6	Laag	Verwaarloosbaar/klein negatief

East Anglia THREE	80	Laag	Verwaarloosbaar
Ijmuiden Ver Gamma	15	Laag	Klein negatief
Ijmuiden Ver Alpha	14	Laag	Klein negatief
Ijmuiden Ver Beta	14	Laag	Klein negatief
Nederwiek Noord	18	Hoog	Sterk negatief
Nederwiek I-A	16	Laag	Klein negatief
Nederwiek I-B	27	Matig	Negatief

* geen berekeningen – soort niet / alleen in zeer kleine aantallen aanwezig in windenergiegebied

Kwalitatieve beoordeling: aanvaringen lokale (grensoverschrijdende) cumulatiescenario

De resultaten van de tien windparken (inclusief Nederwiek I-B) die in beschouwing zijn genomen voor de lokale grensoverschrijdende cumulatie laten zien dat voor de meeste zeevogelsoorten zowel het aantal slachtoffers als de impact op de populatie verwaarloosbaar of klein werd beoordeeld (Tabel 11.6). In de nabijgelegen Britse windparken is de totale impact van windparken in cumulatie als laag bezien, en dit geldt ook voor de meeste soorten in de nabijgelegen Nederlandse windparken. Een uitzondering hierop is de jan-van-gent, waarvoor sterke negatieve effecten worden verwacht. Dit is in lijn met de ALI-drempelwaarde overschrijding die hierboven is beschreven in het nationale cumulatiescenario. Daar is ook gesteld dat, op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend, significante negatieve effecten op de jan-van-gent uitgesloten kunnen worden.

Tabel 11.7 *Samenvatting van de voorspelde impact van habitatverlies in het lokale (grensoverschrijdende) cumulatiescenario van Nederwiek I-B. Aantallen slachtoffers zijn van de worst-case scenario's genomen.*

Soort	Windpark	Aantal slachtoffers verwacht in windpark	Omvang van impact (nationaal cumulatie)	Impact beoordeling
Duiker sp.	Norfolk Vanguard East	8	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	12	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	80	Laag	Klein negatief
	East Anglia THREE	9	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Gamma	0	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	< 1	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	< 1	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	Onbekend**	N/A*	Geen impact

	Nederwiek I-A	0	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	4	Laag	Klein negatief
Noordse stormvogel	Norfolk Vanguard East	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Vanguard West	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Boreas	0	N/A*	Geen impact
	East Anglia THREE	0	N/A*	Geen impact
	Ijmuiden Ver Gamma	5	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	2	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	2	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	Onbekend**	N/A*	Geen impact
	Nederwiek I-A	4	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	2	Laag	Klein negatief
Dwergmeeuw	Norfolk Vanguard East	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Vanguard West	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Boreas	0	N/A*	Geen impact
	East Anglia THREE	0	N/A*	Geen impact
	Ijmuiden Ver Gamma	4	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	4	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	4	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	Onbekend**	N/A*	Geen impact
	Nederwiek I-A	3	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	2	Laag	Klein negatief
Drieteenmeeuw	Norfolk Vanguard East	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Vanguard West	0	N/A*	Geen impact
	Norfolk Boreas	0	N/A*	Geen impact
	East Anglia THREE	0	N/A*	Geen impact
	Ijmuiden Ver Gamma	9	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	3	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	3	Laag	Klein negatief

	Nederwiek Noord	Onbekend**	N/A*	Geen impact
	Nederwiek I-A	7	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	7	Laag	Klein negatief
Zeekoet	Norfolk Vanguard East	359	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	278	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	1.508	Laag	Klein negatief
	East Anglia THREE	158	Laag	Verwaarloosbaar
	Ijmuiden Ver Gamma	42	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	10	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	10	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	398	Matig	Sterk negatief
	Nederwiek I-A	15	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	52	Matig	Negatief
Alk	Norfolk Vanguard East	148	Laag	Klein negatief
	Norfolk Vanguard West	12	Laag	Klein negatief
	Norfolk Boreas	161	Laag	Klein negatief
	East Anglia THREE	104	Laag	Verwaarloosbaar
	Ijmuiden Ver Gamma	13	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Alpha	1	Laag	Klein negatief
	Ijmuiden Ver Beta	1	Laag	Klein negatief
	Nederwiek Noord	8	Laat	Klein negatief
	Nederwiek I-A	2	Laag	Klein negatief
	Nederwiek I-B	1	Laag	Klein negatief

* geen berekeningen – soort niet / alleen in zeer kleien aantallen aanwezig in windenergiegebied
** onbekend of slachtoffers binnen windpark verwacht worden

Kwalitatieve beoordeling: habitatverlies lokale (grensoverschrijdende) cumulatiescenario

De resultaten van de tien windparken (inclusief Nederwiek I-B) die in beschouwing zijn genomen voor de lokale grensoverschrijdende cumulatie laten zien dat voor de meeste zeevogelsoorten zowel het aantal slachtoffers als de impact op de populatie als verwaarloosbaar of klein wordt beoordeeld (Tabel 11.7). In de nabijgelegen Britse windparken wordt de totale impact van windparken in cumulatie als laag gezien, en dit geldt ook voor de meeste soorten in de nabijgelegen Nederlandse windparken. Een uitzondering

hierop is de zeekoet, waarvoor sterke negatieve effecten worden verwacht. Dit is in lijn met de ALI-drempelwaarde overschrijding die hierboven is beschreven in het nationale cumulatiescenario. Daar is ook gesteld dat, op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend, significante negatieve effecten op de zeekoet uitgesloten kunnen worden.

11.2.2 Trekvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekvogels (watervogels en landvogels) als gevolg van een windpark in Nederwiek I-B en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de centrale en Zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee op voorhand uit te sluiten. Barrièrewerking voor trekvogels wordt ook niet verder behandeld, zoals vermeld in de inleiding van hoofdstuk 11. Onderstaande beoordeling concentreert zich dus enkel op aanvaringen.

Voor de soortgroep trekvogels geldt dat het om tientallen verschillende soorten gaat (zie Tabel 6.3), inclusief soorten met (zeer) grote populatiegroottes van miljoenen vogels. Om de effecten op trekvogels toch op soortniveau te kunnen beoordelen, kijken we naar de acht meest kritieke trekvogelsoorten, die ook in het kader van het KEC beoordeeld zijn (KEC 5.0; IJntema *et al.* 2025). In KEC 5.0 zijn populatiemodellen opgesteld op het meest recente cumulatiescenario van de Nederlandse offshore windparkontwikkelingen (inclusief Nederwiek I-B en Nederwiek Noord) en volgens de huidig geldende ALI drempelwaarden beoordeeld (Sovon 2024a, Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025, IJntema *et al.* 2025). Deze beoordeling is ook internationaal uitgevoerd, omdat het natuurlijke verspreidingsgebied van trekvogels zich niet beperkt tot de Nederlandse Noordzee en het om doortrekkende internationale populaties gaat. In tegenstelling tot zeevogels is dit voor trekvogels mogelijk omdat hier om soortspecifieke intensiteit van vogeltrek gaat en niet om verschillende nationale en internationale dichtheidskaarten zoals bij de zeevogels.

Uit de ALI toetsing bleek dat voor alle trekvogelsoorten de drempelwaarden zowel in het nationale als het internationale scenario niet overschreden worden (Tabel 11.8). Op basis van de lage verwachte aantallen slachtoffers onder de meeste trekvogelsoorten en omdat voor de meest kritieke trekvogelsoorten significant negatieve effecten uitgesloten kunnen worden op zowel nationaal als internationaal niveau, kunnen we er redelijkerwijs van uitgaan dat dit ook voor minder kritieke soorten het geval zal zijn.

Tabel 11.8 *De kans (in percentages) dat er een onacceptabele afname plaatsvindt volgend uit de populatiemodellen voor het cumulatieve nationale en internationale scenario van aanvaringen, onder het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b; 76 x 15 MW). Bij iedere soort zijn tevens de ALI-drempelwaarde voor de maximale relatieve afname ten opzichte van een scenario zonder windparken (x) en de maximaal geaccepteerde kans voor afname in de populatie vermeld (y). Als de kans op een onacceptabele afname groter dan de maximaal geaccepteerde kans op afname (y) wordt de ALI-drempelwaarde overschreden en is de uitkomst van het model Fail. Als dat niet het geval is de uitkomst Pass.*

Soort (met ALI drempelwaarde)	Nationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets	Internationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets
Kleine zwaan (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Brandgans (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Bergeend (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Wulp (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Rosse grutto (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Kanoet (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)	0	PASS	0	
Zwarte stern (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS
Spreeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)	0	PASS	0	PASS

11.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Broedvogelsoorten uit Natura 2000-gebieden ondervinden negatieve effecten van zowel aanvaringen als habitatverlies als indirecte effecten (via onderhoudswerkzaamheden). Nederwiek I-B 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.

Op basis van de gemiddeld maximale foerageerafstand kunnen kleine mantelmeeuwen uit deze Natura 2000-gebieden naast Nederwiek I-B ook slachtoffer worden in Britse, Duitse en andere Nederlandse windparken. Daarom worden de effecten op deze kolonies in cumulatie met andere windparken beschouwd. Tabel 11.9 geeft een overzicht van alle geselecteerde windparken en de bijhorende slachtofferaantallen die gebruikt zijn voor de cumulatieve beoordeling. De betreffende slachtofferaantallen zijn gebaseerd op de aantallen slachtoffers door habitatverlies en aanvaringen in de maanden mei-juli (broedseizoen) uit de oplegnotitie voor de MER'en van IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma (Leemans *et al*. 2024b), en de natuurtoets Prinses Amalia Windpark levensduurverlenging (Kwant-Heida *et al*. 2025). Dit zijn de meest recente slachtofferaantallen voor broedvogels. De voorspelde slachtoffers onder broedvogels van kleine mantelmeeuwen door aanvaringen en habitatverlies in de maanden mei-juli in Nederwiek I-B worden hierbij opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies voor kleine mantelmeeuwen vanuit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen.

De resultaten van de cumulatieve beoordeling worden in Tabel 11.9 gepresenteerd. Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen wordt getoetst aan de 1%-mortaliteitsnormen. Voor Duinen en Lage Land Texel wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van **11,18** berekend bij de 15 MW alternatief met overplanting (1b). Dit aantal ligt net onder de 1%-mortaliteitsnorm van 12 slachtoffers voor dit gebied. Voor Duinen Vlieland wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van **3,44** voor hetzelfde alternatief berekend. Dit aantal ligt ook onder de 1%-mortaliteitsnorm van 5 slachtoffers voor dit gebied. Tot slot wordt voor de Nederlandse Waddenzee bij de worst-case alternatief, alternatief 1b, een cumulatief aantal van **17,29** slachtoffers berekend. Ook voor dit gebied ligt dit onder de 1%-mortaliteitsnorm van 37 slachtoffers. Samenvattend bedraagt in alle gevallen 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 is er daarom geen effect op het behalen van de IHD's van deze soort voor deze gebieden. Significant 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.

Tabel 11.9 *Aantal slachtofferaantallen van kleine mantelmeeuw als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie. Vanwege de doorrekening van alleen de broedperiode zijn slachtoffers gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de oplegnotitie voor de MER'en van IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma (Leemans et al. 2024b) en de natuurtoets van de verlenging van Prinses Amalia Windpark (Kwant-Heida et al. 2025).*

Windpark	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0,11
Borkum Riffgrund II	-	0,03	0,46
Borkum Riffgrund III	-	0,07	0,78
Deutsche Bucht	-	0,04	0,32
East Anglia Hub - THREE	0,45	-	0,0
EnBW He Dreiht	-	-	0,71
EnBW Hohe See	-	-	0,53
Gode Wind 03	-	-	0,09
Hollandse Kust Noord	0,84	0,19	0,30
Hollandse Kust West	0,78	0,24	0,15
Hollandse Kust Zuid	0,51	0,13	0,06
IJmuiden Ver Alpha - 134*15MW	0,91	0,32	0,19
IJmuiden Ver Beta - 134*15MW	1,13	0,29	0,24
IJmuiden Ver Gamma - 153*15MW	1,79	0,60	0,38
N-3.5	-	-	0,22
N-3.6	-	-	0,30
N-3.7	-	-	0,10
N-3.8	-	-	0,24
N-6.6	-	0,07	0,64
N-6.7	-	0,22	1,80
N-7.2	-	-	0,93
N-8.4	-	-	0,34
N-9.1	-	0,15	1,25
N-9.2	-	-	1,26
N-9.3	-	0,16	1,33
N-9.4	-	-	1,51
N-10.1	-	-	0,89
N-10.2	-	-	0,76
Norfolk Boreas	1,43	-	0,0
Norfolk Vanguard	0,67	-	0,0
Trianel Windpark Borkum II	-	0,02	0,29
Princes Amalia Windpark	1,06	0,30	0,50
Nederwiek Noord	1,20	0,50	0,30
Afgerond totaal aantal	**10,8**	**3,3**	**17,0**

Tabel 11.10 *Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor drie relevante Natura 2000-gebieden en voor alle vier alternatieven voor Nederwiek I-B (aangeduid in de eerste regel met in tweede regel het aantal turbines). Voor de slachtofferaantallen van Nederwiek en de berekening van additionele sterfte, zie §8.2.2.*

	Alt. 1a	Alt. 1b	Alt. 2a	Alt. 2b
	67 * 15MW	76 * 15MW	50 * 20MW	57 * 20MW
Duinen Texel				
Nederwiek I-B	0,34	0,38	0,29	0,32
cumulatief	11,14	11,18	11,09	11,12
additionele sterfte	0,85%	0,85%	0,84%	0,85%
Duinen Vlieland				
Nederwiek I-B	0,13	0,14	0,11	0,12
cumulatief	3,43	3,44	3,41	3,42
additionele sterfte	0,62%	0,62%	0,62%	0,62%
Waddenzee (NL)				
Nederwiek I-B	0,23	0,26	0,20	0,22
cumulatief	17,25	17,29	17,23	17.25
additionele sterfte	0,47%	0,47%	0,47%	0,47%

11.2.4 Niet-broedvogels uit beschermde natuurgebieden

Lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden

In deze paragraaf worden de cumulatieve effecten behandeld op lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden (hieronder vallen Europese Natura 2000-gebieden en Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk). Het gaat hier dus om vogels die buiten het broedseizoen gebruik maken van het gebied van Nederwiek I-B. Uit hoofdstuk 8 blijkt dat verschillende zeevogels slachtoffer kunnen worden in Nederwiek I-B als gevolg van aanvaringen en/of habitatverlies. Volgens hoofdstuk 8.3 is het alleen in het geval van het Natura 2000-gebied Bruine Bank dat niet uitgesloten kunnen worden dat onder de soorten waarvoor het gebied aangewezen is (jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, alk en zeekoet) slachtoffers vallen . In voorliggend hoofdstuk worden de effecten in cumulatie beschouwd. Omdat in hoofdstuk 8 significant negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking zijn uitgesloten, concentreert de cumulatieve beoordeling op de effecten van aanvaringen en habitatverlies.

Van de soorten die zijn aangewezen voor Bruine Bank als niet-broedvogel, worden bij de *alk* en *zeekoet* in Nederwiek I-B uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht. Op basis van verstoringsafstanden is het uitgesloten dat habitatverlies een effect kan hebben op deze soorten in Natura 2000-gebieden. Op basis hiervan kunnen significant

negatieve cumulatieve effecten op zeekoeten en alken in Natura 2000-gebieden Bruine Bank uitgesloten worden.

Van de soorten die zijn aangewezen voor Bruine Bank als niet broedvogel, worden onder jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw aanvaringsslachtoffers verwacht in Nederwiek I-B. Daardoor kunnen effecten middels externe werking op Natura 2000-gebieden ook in cumulatie optreden. Voor aanvaringen geldt dat het belangrijk is om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is uit beschermde natuurgebieden om zo te kunnen bepalen of het windpark significant negatieve effecten kan hebben. 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? Daarom is hiervoor momenteel de enige mogelijke aanname bij de effectbeoordeling van deze soorten dat alle individuen zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. De daaruit voorvloeiende worst-case aanname is dat alle individuen van de relevante populatie vanuit een Natura 2000-gebied in elk windpark in de omgeving slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met de windturbines. Derhalve kan gesteld worden dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorwerken in de verschillende Natura 2000-gebieden. Dit betekent dat vanwege de kennisleemte in het lokale gedrag van niet-broedvogels en dus de range waarbij externe werking van Natura 2000-gebieden optreedt, de aanname wordt gedaan dat als in de cumulatietoets significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden, ook significant negatieve effecten op het niveau van de Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden.

Voor alle zeevogelsoorten die slachtoffer in Nederwiek I-B kunnen worden, zijn beoordelingen op populatieniveau in hoofdstuk 11.2.1 uitgevoerd. De uitkomsten van deze studies tonen aan dat er op geen van deze soorten significante negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht. *Op basis hiervan kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen in Nederwiek I-B op het behalen van de IHD's van het Natura 2000-gebied Bruine Bank die zijn aangewezen voor de niet-broedvogels jan-van-gent, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk ook in cumulatie uitgesloten worden.*

Toekomstig (mogelijk) beschermde zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden

Zoals ingeleid in paragraaf 2.1.3 is men voornemens om meer zeevogelsoorten aan te wijzen voor Natura 2000-gebied Bruine Bank. Uit hoofdstuk 8 blijkt dat onder deze soorten drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw en visdief slachtoffer kunnen worden door aanvaringen. Daardoor kunnen effecten middels externe werking op Natura 2000-gebieden ook in cumulatie optreden. Zoals in bovenstaande paragraaf beschreven, wordt de onderbouwde aanname gedaan dat als in de cumulatietoets significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden, ook significant negatieve effecten op het niveau van de Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden. Voor alle zeevogelsoorten die slachtoffer in Nederwiek I-B kunnen worden, zijn beoordelingen op populatieniveau in hoofdstuk 11.2.1 uitgevoerd. De uitkomsten van deze studies tonen aan dat er op geen van deze soorten significante negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht.

Daarnaast zijn onder roodkeelduiker, noordse stormvogel en drieteenmeeuw slachtoffers voorspeld door habitatverlies. Op basis van verstoringsafstanden is het uitgesloten dat habitatverlies directe effecten kan hebben op deze soorten in Natura 2000-gebied Bruine Bank. *Op basis hiervan kan het gesteld worden dat significant negatieve effecten door habitatverlies en aanvaringen op de aanwijzing van deze zeevogelsoorten voor Natura 2000-gebied Bruine Bank ook in cumulatie uitgesloten kunnen worden*.

Trekvogels uit buitenlandse Natura 2000-gebieden

Naast zeevogels kunnen ook trekvogels van het vaste land Nederwiek I-B doorkruisen en slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. Uit voorliggende toetsing blijkt dat onder de soortengroepen eenden en zangvogels 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 Nederwiek I-B 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.
De berekeningen in hoofdstuk 11.2.2 laten zien dat volgens de meest recente kennis de ALI-drempelwaardes ook voor alle meest kritieke trekvogelsoorten niet overschreden worden en derhalve is het te stellen dat significante negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten kunnen worden. Omdat er momenteel geen kennis voorhanden is over welk aandeel van de trekvogels uit een Natura 2000-gebied afkomstig is, is de enige redelijke aanname dat de berekende aantallen slachtoffers verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populatie van de verschillende Natura 2000-gebieden. Op basis hiervan kunnen we stellen dat vanwege het ontbreken van significante negatieve effecten op populatieniveau niet te verwachten is dat significante negatieve effecten op lokale Natura 2000-gebieden zullen optreden. Veder geldt dat na het uitsluiten van significante negatieve effecten voor de meest kwetsbare trekvogelsoorten redelijkerwijs te verwachten is dat er ook geen significant negatieve effecten voor minder kwetsbare soorten optreden. *Concluderend stellen we dat op basis van de huidige kennis voor alle Natura 2000-gebieden met doelstellingen voor trekvogelsoorten die door Nederwiek I-B trekken significant negatieve effecten uitgesloten kunnen worden.*

11.3 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 (gebaseerd op een minimale populatie van 58.100) en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (gebaseerd op een minimale populatie van 110.000; Rijkswaterstaat 2015). Hierna is in een Wozep studie een minimale populatieschatting van 25.000 voor ruige dwergvleermuizen die over de Noordzee trekken vastgesteld (c, Limpens *et al.* 2017). Recent is er een studie op basis van genetica uitgevoerd voor ruige dwergvleermuizen die langs de Nederlandse kust migreren (van Schaik *et al*. 2025). Echter wordt de schatting op basis van genetica die hieruit komt minder betrouwbaar geacht en wordt de waarde uit 2017 door Wozep geadviseerd als meest betrouwbare bron. De schatting van deze studie resulteert in een internationale PBR van 825 voor ruige dwergvleermuizen.

Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven van het aantal aanvaringsslachtoffers: tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar (zie §5.3.1). In voorliggend rapport is 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 HaskoningDHV 2024) is geconcludeerd dat het op dit moment niet mogelijk is om een meer wetenschappelijk onderbouwde aanname voor het aantal vleermuisslachtoffers vast te stellen voor offshore windparken.

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen zijn op deze populaties in de centrale en zuidelijke Noordzee, worden de bestaande of vergunde windparken meegenomen in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC (KEC 5.0; IJntema *et al.* 2025) zou in Nederland het maximale aantal turbines t/m Nederwiek Noord in 2031 op 1.678 uitkomen en internationaal (inclusief de Nederlandse windturbines) op 11.138. Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen, zal dit internationaal cumulatief tot 11.138 slachtoffers 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 10.659 en onder rosse vleermuizen op 423 dieren uit. Dit is voor rosse vleermuis ruim onder de PBR van 4.089 dieren. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie hoofdstuk 10.1) wordt het aantal slachtoffers in de betreffende Nederlandse windparken naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman & Japink 2022). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 6.683 dieren in een cumulatiescenario t/m 2031, ruim boven de PBR van 825 dieren. Deze verlaagde getallen zijn gebaseerd op de aanname dat de buitenlandse windparken op de centrale en zuidelijke Noordzee ook een vergelijkbare stilstandvoorziening treffen

voor migrerende vleermuizen, maar is dit is uiteraard een onrealistische aanname, en daarom worden de effecten in het internationale scenario hieronder verder beschouwd.

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 er sprake is van een opeenstapeling van worst case benaderingen die het effect overschatten. Zo wordt de effectieve populatiegrootte geschat op enkele honderd duizenden dieren waarvan de bovengrens 2 miljoen dieren is (Lagerveld *et al.* 2017c), maar wij hanteren in voorliggende beoordeling vanuit het worst case principe de minimale populatieschatting van 25.000 dieren. Ook is het aantal slachtoffers geschat met een worst case benadering op 1 dier/turbine/jaar, waar de verwachte range 0-1 dier/turbine/jaar is. 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.

11.4 Vissen

Ook voor vissen moeten de effecten van windpark Nederwiek I-B 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. Daarnaast komt Nederwiek I-B nabij de toekomstige windparkkavels Nederwiek I-A, IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma en de al bestaande Engelse windparken te liggen, waardoor cumulatieve effecten niet zijn uit te sluiten. Voor de beschermde vissoorten (rivierprik, zeeprik en fint) wordt de kans op voorkomen in Nederwiek I-B als klein ingeschat (zie hoofdstuk 7). Hierdoor kunnen directe cumulatieve effecten voor deze soorten worden uitgesloten. Echter kunnen indirecte cumulatieve effecten niet volledig worden uitgesloten vanwege kennisleemtes.

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, van Duren *et al.* 2021, Zijl *et al.* 2023, Zijl *et al*. 2024). 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, Zijl *et al.* 2023, Zijl *et al*. 2024). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. Het effect in gemixte delen van de Noordzee lijkt hierbij mee te vallen (van Duren *et al.* 2021, Zijl *et al.* 2023, Zijl *et al*. 2024). 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, en dit is een kennisleemte. Daarbij is in deze modelstudies rekening gehouden met windparken die verder in de toekomst worden aangelegd en niet slechts de windparken die tot Nederwiek I-B in de ontwikkelfase zijn. De

autonome ontwikkeling klimaatverandering is echter niet meegenomen in de modellen. Voor meer informatie, zie hoofdstuk Morfologie en hydrodynamica van het MER van Nederwiek I-B.

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. Daarnaast heeft klimaatverandering ook een aanzienlijk effect op het voorkomen van soorten en de soortsamenstelling in een gebied.

Omdat effecten van EMV op vissoorten nog niet goed zijn onderzocht, kan ook niet met zekerheid worden uitgesloten dat dit uitbreidende netwerk van kabels in de Noordzee een vergroot 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.

11.5 Benthos

De (a)biotische veranderingen die de uitrol van grootschalige wind op zee teweegbrengen (hoofdstuk 11.4) zullen ook van invloed zijn op benthos. Benthos is ook direct of indirect afhankelijk van primaire productie als voedselbron. Voor de beschermde soorten (noordkromp, platte oester) wordt het kans op voorkomen in Nederwiek I-B als klein ingeschat (zie hoofdstuk 7). Hierdoor kunnen directe cumulatieve effecten op deze soorten worden uitgesloten. Echter kunnen indirecte cumulatieve effecten niet worden uitgesloten vanwege kennisleemtes.

Naarmate meer windparken op zee komen resulteert dit in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinepalen en erosiebescherming en leidt tot een verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen in het gebied t.o.v. de nulsituatie. Dit kan de kolonisatie door uitheemse mariene fauna die geassocieerd is met harde substraten faciliteren of versnellen in het Nederlandse deel van de Noordzee. De windparken kunnen hierbij fungeren als *stepping stone* terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector (zie paragraaf 4.2.2). Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe uitheemse soorten geassocieerd met hard substraat (zie paragraaf 4.2.2). De vestiging van nieuwe uitheemse soorten kan in potentie 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. Uppsala University.

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

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, 2023. 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*.

Anderson, 2017. The Hybrid Monopile - Design of a novel foundation structure for large offshore wind turbines in intermediate water depths. Fistuca & TU Delft. Master of Science Thesis.

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.

Arcadis, 2025. Inventarisation of bat mitigation measures and their suitability for offshore wind in the Netherlands (Reference: 5PYFDS7UCEMX-565186861-204:1; p. 36).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., oudijnR. 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., 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.

Bará, S. & R. C. Lima, 2024. Quantifying the visual impact of wind farm lights on the nocturnal landscape. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, *329*, p.109203.

Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially 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.

Barrett, R.T., 1988. The dispersal and migration of the Gannet Sula bassana from Norwegian breeding colonies. Ringing & Migration 9(3): 139-145.

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.

Bellmann, M.A., Müller, T., Scheiblich, K. & K. Betke, 2023. Experience report on operational noise - Cross-project evaluation and assessment of underwater noise measurements from the operational phase of offshore wind farms, Report no. 3926.

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. de Groeve & A. Potiek, 2022. Potential curtailment regimes for offshore wind farms: exploring the relation between wind speed, power yield and bird migration

intensity. Spatial variation in migration intensity and optimization of curtailment threshold, Rapport 22-171. Bureau Waardenburg, Culemborg.

van Bemmelen, R.S.A., J.J. Leemans, M.P. Collier, R.M.W. Green, R.P. Middelveld, C.B. Thaxter & R.C. Fijn, 2024a. Avoidance of offshore wind farms by Sandwich Terns in the North Sea increases with turbine density. Ornithological Applications, duad055.

van Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, M. Collier, Y. van der Horst, G. Jenniskens, K. Kuiper, J.J. Leemans, M. Pattikawa, M. Sluijter, K.D. van Straalen, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2024b. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2023-2024. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 24.42, Rapport 24-433. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

van Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, M. Collier, D. Dolman, G. Jenniskens, K. Kuiper, M. Pattikawa, M. Sluijter, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2025. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2024-2025. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 25.29. Waardenburg Ecology Rapport 25-337. 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.

BirdLife International, 2024. IUCN Red List for birds. Downloaded from https://datazone.birdlife.org on 09/04/2024.

Bobowski, B. T., A.M. Power, G.J. Pierce, A. Moreno, A. Iriondo, J., Valeiras, I.M. Sokolova & D. Oesterwind, 2023. Cephalopods, a gap in the European Marine Strategy Framework Directive and their future integration. Marine Biology, 170(3), 26.

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.

De Borger, E., J. Damveld, B. Borsje, S. Hulscher & K. Soetaert, 2022. Footprint: effects of offshore wind farms on sediments in the Coastal North Sea. Poster. NIOZ and University of Twente.

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.

Bradarić, M., 2022. On the radar: Weather, bird migration and aeroconservation over the North Sea. PhD Thesis. University of Amsterdam, Amsterdam.

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.

Braithwaite, C.J.R., R.J. Robinson & G. Jones, 2006. Sabellarids: a hidden danger or an aid to subsea pipelines? Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, 39, pp. 259-265.

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.

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.

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., J. Reubens, K. Hostens, S. Degraer, J. Goossens & A. De Backer, 2023. Hard substrates in offshore wind farms influence spatial movements of plaice *Pleuronectes platessa*.

Byford, D., G. Van Hoey, L. Colson, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2014. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. Hydrobiologia 756(1): pp. 3-18.

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 2008/2: 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 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., 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.

Chapman, E. C., C. M. Rochas, A. J. Piper, J. Vad & G. Kazanidis, 2013. Effect of electromagnetic fields from renewable energy subsea power cables on righting reflex and physiological response of coastal invertebrates. Marine Pollution Bulletin, 193, 115250.

Cheng, X., L. Zhang, Z. Gao, K. Li, J. Xu, W. Liu & X. Ru, 2023. Transcriptomic analysis reveals the immune response mechanisms of sea cucumber Apostichopus japonicus under noise stress from offshore wind turbine. Science of The Total Environment, 906, 167802.

Cleasby, I.R., E.D. Wakefield, S. Bearhop, T.W. Bodey, S.C. Votier & K.C. Hamer, 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. Journal of Applied Ecology 52(6): 1474-1482.

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.

Conn, P.B. & G. K. Silber, 2013. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. Ecosphere 4 :1-16.

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., W. Courtens, T. Van Daele, P. Verschelde, E. Stienen & R. Fijn, 2020. Survival rates of birds for use in population models: Analysis of ringing data.

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.

Commissie voor de milieueffectrapportage, 2023. Kavelbesluit IJmuiden Ver Alpha. Toetsingsadvies over het milieueffectrapport, Utrecht.

Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. Marine Environmental Research 140: 278-288.

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

Cresci, A., G. Zhang, C.M.F. Durif, T. Larsen, S. Shema, A. Berit Skiftesvik & H.I. Browman, 2023. Atlantic cod (Gadus morhua) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. Communications Biology volume 6, Article number: 353.

Crosswind, 2023. Hoe we onderwatergeluid beperken met FaunaGuard en Bubble Curtain. Verkregen via: https://www.crosswindhkn.nl/nl/nieuws/2023/01/faunaguard-and-bubble-curtain

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.

Culloty, S. C., & M. F. Mulcahy, 2007. Bonamia ostreae in the Native Oyster *Ostrea edulis*. https://oar.marine.ie/handle/10793/269

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.

Damveld J.H., E. de Borger, B.W. Borsje, S.J.M.H. Hulscher, K. Soetaert, 2023. Footprint: first results of a three-vessel offshore windfarm sampling campaign. Book of Abstracts. NIOZ and University of Twente.

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): 48-57.

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.

Demuynck, J.M., H. Slabbekoorn & J. Hubert, 2024. Response Persistence to Repeated Sound Exposure During a Tank Study in Pelagic Fish. In: Popper, A.N., Sisneros, J., Hawkins, A.D., Thomsen, F. (eds) The Effects of Noise on Aquatic Life. Springer, Cham.

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.

Dierschke, V., K. Borkenhagen, L. Enners, S. Garthe, M. Mercker, V. Peschko, Schwemmer Henriette & N. Markones, 2024. Sensitivität von Seevögeln gegenüber Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee im Hinblick auf Lebensraumverluste durch Meidung. Vogelwelt.(142): 59-74.

Dinoloket, 2024. Data en Informatie van de Nederlandse Ondergrond, TNO. Zeebodemsedimentkaart, geraadpleegd op 15/4/2024,

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2025. Wijziging drempelwaarden Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. kenmerk DGNV-M / 97878174. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, Den Haag.

Dokter, A.M., J. Shamoun-Baranes, M.U. Kemp, S. Tijm & I. Holleman, 2013. High altitude bird migration at temperate latitudes: A synoptic perspective on wind assistance. PloS One 8(1): e52300.

van Dorp, R., N. Moscoso & G. Verbeek, 2022. The Installation of a Monopile for an Offshore Platform Using a Vibrohammer. Geo-Congress 2022.

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.

Drinkwaard, A.C., 1998. Introductions and developments of oysters in the North Sea area: A review. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52: 301-308.

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., 2023. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 09.08.2023. 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.

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.

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.

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. Rapport 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.

Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, L. Verhoek & H. Schekkerman, 2023. Drieteenmeeuwenonderzoek op de Nederlandse Noordzee. Limosa 96: 130-136.

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.

Formicki, K., A. Korzelechka-Orkisz & A. Tański, 2019. Magnetoreception in fish. Journal of Fish Biology 2019; 95: pp. 73–91.

Fox, C.J., M. Taylor, M. Dickey-Collas, C.J.G. van Damme, L. Bolle, N. Daan, N. Rohlf, G. Kraus, P. Munk, P. Fossum & N. Bailey, 2005. Initial results from the 2004 ichthyoplankton survey of the North Sea. ICES CM 2005/AA:04.

Fox C.J., M. Taylor, M. Dickey-Collas, P. Fossum, G. Kraus, N. Rohlf, P. Munk, C.J.G. van Damme, L.J. Bolle, D.L. Maxwell & P.J. Wright, 2008. Mapping the spawning grounds of North Sea cod (Gadus morhua) by direct and indirect means. Proc. R. Soc. B.2751543–1548. DOI: 10.1098/rspb.2008.0201

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. 64p. 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., G.T. Hallgrimsson, W.A. Montevecchi, D. Fifield & R.W. Furness, 2016. East or west? Migration routes and wintering sites of northern gannets *Morus bassanus* from south-eastern Iceland. Marine biology 163(7): 1-9.

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.

Garthe, S., V. Peschko, D.A. Fifield, K. Borkenhagen, T. Nyegaard & J. Dierschke, 2024. Migratory pathways and winter destinations of Northern Gannets breeding at Helgoland (North Sea): known patterns and increasing importance of the Baltic Sea. Journal of Ornithology 165: 869-880.

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.

Gercken, J. & A. Schmidt, 2014. Current status of the European Oyster (*Ostrea edulis*) and possibilities for restoration in the German North Sea. Bundesamt für Naturschutz.

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.

Gigot, M., F. Olivier, G. Cervello, R. Tremblay, D. Mathias, T. Meziane, L. Chauvaud & J. Bonnel, 2023. Pile driving and drilling underwater sounds impact the metamorphosis dynamics of Pecten maximus (L., 1758) larvae. Marine Pollution Bulletin, 191, 114969.

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.

Gimpel, A., K. M. Werner, F-D. Bockelmann, H. Haslob, M. Kloppmann, M. Schaber & V. Stelzenmüller, 2023. Ecological effects of offshore wind farms on Atlantic cod (Gadus morhua) in the southern North Sea. Science of The Total Environment, 878, 162902.

GoBe Consultants, 2019. Hornsea Project Four: Preliminary Environmental Information Report (PEIR) - F2.5: Outline Marine Mammal Mitigation Protocol. GoBe Consultants Ltd, Glasgow, UK.

Goud, J., 2010. Cephalopoda-inktvissen. De Nederlandse Biodiversiteit, Naturalis.

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.

Grundlehner, A., M.F. Leopold & A. Kersten, 2025. This is EPIC: Extensive Periphery for Impact and Control to study seabird habitat loss in and around offshore wind farms combining a peripheral control area and Bayesian statistics. Ecological Informatics 85: 102981.

Gulka, J., Knapp, S., Soccorsi, A., Avery-Gomm, S., Knaga, P. & K. A. Williams, 2024. Offshore Wind and Aerofauna: Avoidance Remains the Best Bet Amid Limited Mitigation Evidence. *bioRxiv*: 2024-08.

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., J.W. de Jong & R.C. Fijn, 2017a. Validation of biological variables for use in the SOSS Band model for Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* and Herring Gull *Larus argentatus*. report nr. 16-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017b. 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, 2018. Effects of Offshore Wind farms on the Behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Rapport 17-175. 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.

Harding, D. & J.H. Nichols, 1987. Plankton surveys off the north-east coast of England in 1976: an introductory report and summary of results. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. no. 86, pp. 55.

Harsanyi, P., K. Scott, B.A.A. Easton, G. de la Crus Orti, E.C.N. Chapman, A.J.R. Piper, C.M.V. Rochas & A.R. Lyndon, 2022. The Effects of Anthropogenic Electromagnetic Fields (EMF) on the Early Development of Two Commercially Important Crustaceans, European Lobster, Homarus gammarus (L.) and Edible Crab, Cancer pagurus (L.). Journal of Marine Science and Engineering. 2022; 10(5): 564.

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.

Hazel, J., Lawler, I.R., Marsh, H. & S. Robson, 2007.Vessel speed increases collision risk for the green turtle Chelonia mydas. Endangered Species Research, 3: 105-113.

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.

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.

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 Nederwiek - Effecten van een windpark in kavel I 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.

Hermans, A. & B. Schilt, 2024. Literatuurstudie effecten elektromagnetische Velden. Witteveen + Bos, notitie. Referentie: 139194/24-000.862.

Hermans, A., Sumner-Hempel, A., van den Brink, X., van Berkel, D., Olie, R.A., Winter, H.V., Murk, A. and Nijland, R., 2025. Elasmobranchs in offshore wind farms. Ocean & Coastal Management, 266

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.

Hofstede, R., 2006. Paaigebieden vis. IMARES; No. C056/06. IJmuiden, Wageningen IMARES.

ter Hofstede, R., F.M.F. Driessen, P.J. Elzinga, M. van Koningsveld & 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.

Houziaux, J.-S., F. Kerckhof, K. Degrendele, M. Roche & A. Norro, 2008. The Hinder Banks Yet an important region for the Belgian marine biodiversity? Final report HINDERS project, Belgian Science Policy Office, pp.249.

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.

Hubert, J., J.M. Demuynck, M.R. Remmelzwaal, C. Muñiz, E. Debusschere, B. Berges & H. Slabbekoorn, 2024. An experimental sound exposure study at sea: No spatial deterrence of free-ranging pelagic fish. Journal of the Acoustical Society of America, Volume155, pages 1151-1161.

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.

ICES, 2023. ICES Database of Trawl Surveys (DATRAS), extraction 18 December 2023. International Bottom Trawl Survey (IBTS) data 2014-2023; http://datras.ices.dk. ICES, Copenhagen.

IenW, LNV & Rijkswaterstaat, 2023. Concept factsheet D1 Biodiversiteit: Inktvissen. Opgesteld ten behoeve van de stakeholderbijeenkomst over de actualisatie van de Mariene Strategie deel 1 op dinsdag 11 april. Verkregen via: https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/217530/factsheet-d1-biodiversiteit_inktvissen_concept-mrt-23.pdf

IJntema G.J. Modelling Barrier Effects of Offshore Wind Farms in Birds. Rapport 25-240. Waardenburg Ecology, Culemborg. IJntema, G., N. Heida, J. Leemans, A. Gyimesi & A. Potiek, 2025. Collision effects of North Sea wind turbines on bird species within the “Kader Ecologie & Cumulatie (KEC) 5.0”. Actualisation of models, data and predicted mortality for Dutch government offshore wind development scenarios, Rapport 24-163. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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.

Johnston, D.T., C.B. Thaxter, P.H. Boersch-Supan, J.G. Davies, G.D. Clewley, R.M.W. Green, J. Shamoun-Baranes, A.S.C.P. Cook, N.H.K. Burton & E.M. Humphreys, 2023. Flight heights obtained from GPS versus altimeters influence estimates of collision risk with offshore wind turbines in Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*. Movement Ecology 11: 66.

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 Marine Science and Technology (CMST), Perth, Australia.

Kerckhof, F., I. De Mesel & S. Degraer, 2016. Do wind farms 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.

Kleyheeg-Hartman, J.C., S.K. Jeninga, E.F. Kappers & E. Klop, 2025. Onderzoek ‘zwarte wiek’ Eemshaven. Eindrapport van onderzoek naar effectiviteit van ‘zwarte wiek’ en aanvullend onderzoek ZWEMT. Rapport 24-465. Waardenburg Ecology, Culemborg & Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.

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.

Koschinski, S. & K. Lüdemann, 2022. Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines - Technical options for complying with noise limits. Commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz, BfN).

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

Kruijt, D., J. Cuperus & R. Nijland, 2023. Baseline survey IJmuiden Ver Wind Farm Sites V and VI (gamma) - Benthic macrofauna and eDNA analyses results, 2022. Waardenburg Ecology Report 23-300. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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.

Kwant-Heida, N., Q. Schürmann, & A. Gyimesi, 2025. Natuurtoets verlenging van exploitatiefase Prinses Amalia Windpark (PAWP). Rapport 25-188. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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., H.J.G.A. Limpens, M.J. Schillemans & M. Scholl, 2017c. Bat 1: Estimate of bat populations at the southern North Sea. Supporting note to ZDV report no. 2016.031 Migrating bats at the southern North Sea. Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen.

Lagerveld, S., C.A. Noort, L. Meesters, L. Bach, P. Bach & S. Geelhoed, 2020. Assessing fatality risk of bats at offshore wind turbines. Wageningen Marine Research report C025/20. Wageningen Marine Research, Den Helder.

Lagerveld, S., R. Janssen, K. Stienstra, Jan Boshamer, M. van Puijenbroek, B. Noort & S.C.V. Geelhoed, 2021a. Home range and habitat use of common noctules in the Dutch coastal zone. Wageningen University & Research report C057/21. Wageningen Marine Research.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021b. 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.

Laing, I., P. Dunn, E. J. Peeler, S. W. Feist & M. Longshaw, 2014. Epidemiology of *Bonamia* in the UK, 1982 to 2012. Diseases of Aquatic Organisms 110: 101–111.

Lamb, J., Gulka, J., Adams, E., Cook, A. & K.A. Williams, 2024. A synthetic analysis of post-construction displacement and attraction of marine birds at offshore wind energy installations. *Environmental Impact Assessment Review*, *108*, p.107611.

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., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022a. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Leemans, J.J., A. Potiek & A. Gyimesi, 2022b. 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.

Leemans, J.J., Rebolledo, E.B., Kuiper, K., Heida, N., van Bemmelen, R.S.A., IJntema, G.J., Madden, H. and Gyimesi, A., 2024a. Bird research in offshore wind farm Borssele. *Fluxes, corridor use, flight-and avoidance behaviour, Rapport*, pp.24-084.

Leemans, J.J., N. Heida, J.J. Kraal, A. Potiek & A. Gyimesi, 2024b. Aanvullende cumulatieve effectbeoordelingen voor offshore overplantingscenario's. Oplegnotitie voor de windparken IJmuiden Ver Alpha, Beta, Gamma, Nederwiek I-B en Ten Noorden van de Waddeneilanden, Rapport Rapport 23-442. Waardenburg Ecology, 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, 2002. Veldgids flora en fauna van de zee. KNNV uitgeverij.

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.H. Jongbloed, S. Lagerveld, J.T. van der Wal & M.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.

Liedtke, J., M. Bruneaux, A. Girndt & J. Welcker, 2025. The collision risk of migrating birds at wind farms. BioConsult SH GmbH & Co. KG, Husum.

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, 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.

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.

Lindeboom, H.J., R. Witbaard, O.G. Bos & H.W.G. Meesters, 2008. Gebiedsbescherming Noordzee: habitattypen, instandhoudingdoelen en beheermaatregelen. WOT Natuur & Milieu (WOt-werkdocument 114). Wageningen Marine Research.

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, 2017a. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. Continental Shelf Research 151: 23-29.

Love, M.S., M.M. Nishimoto, S. Clark, M. McCrea & A.S. Bull, 2017b. 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.

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.

MacArthur Green, 2015. East Anglia THREE Offshore Wind Farm Environmental Statement. Chapter 13: Offshore Ornithology. Document Reference: 6.1.13.

MacArthur Green, 2018. Norfolk Vanguard Offshore Wind Farm Environmental Statement. Chapter 13: Offshore Ornithology. Document Reference: 6.1.13.

MacArthur Green, 2019. Norfolk Boreas Offshore Wind Farm Environmental Statement. Chapter 13: Offshore Ornithology. Document Reference: 6.1.13.

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

Maitland, P.S. & T.W. Hatton-Ellis, 2003. Ecology of the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No.3. English Nature, Peterborough.

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

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, 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.

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.

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.

Neo, Y. Y., Hubert, J., Bolle, L., Winter, H. V., Ten Cate, C., & Slabbekoorn, H. (2016). Sound exposure changes European seabass behaviour in a large outdoor floating pen: Effects of temporal structure and a ramp-up procedure. Environmental pollution 214: 26-34.

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.

Oesterwind, D., C.J. Barrett, A.F. Sell, I. Nunez-Riboni, M. Kloppmann, U. Piatkowski, K. Wieland & V. Laptikhovsky, 2022. Climate change-related changes in cephalopod biodiversity on the North East Atlantic Shelf. Biodiversity and Conservation, Volume 31, pages 1491–1518.

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, 2023. Assessing the impacts of anthropogenic sounds on early stages of benthic invertebrates: The "Larvosonic system". Limnology and Oceanography: Methods 21: 53-68.

Olsen, O.T., 1883. The piscatorial atlas of the North Sea, English and St. George's Channels. Grimsby, London.

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 activities.

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.

Perrow, M.R., A. Harwood, R. Berridge & E.R. Skeate, 2017. The foraging ecology of Sandwich Terns in north Norfolk. British Birds 110: 257-277.

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.

Peschko, V., H. Schwemmer, M. Mercker, N. Markones, K. Borkenhagen & S. Garthe, 2024. Cumulative effects of offshore wind farms on common guillemots (*Uria aalge*) in the southern North Sea - climate versus biodiversity? Biodiversity and Conservation 33(3): 949–970.

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.

Poiesz, S.S., T. van Elderen, J.I. Witte & H.W. van der Veer, 2021. Historical trophic ecology of some divergent shark and skate species in the Dutch coastal North Sea zone. Marine Biology 168: 1-15.

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.

Poos, J.J., T. Staeudle, E. Greenway & J. Batsleer, 2023. Spatial distribution, migration, and population structure of North Sea rays. Aquaculture and Fisheries. Wageningen, Wageningen University & Research.

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. Rapport 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., 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. 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.

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.

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. Rapport 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.

Radford, A.N., L. Lèbre, G.Lecaillon, S.L. Nedelec & S.D. Simpson, 2016. Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. Global change biology 22: 3349-3360.

Ramaker, R. & J.E. Samson, 2014. Inktvis luistert mogelijk naar vijanden. In Resource: weekblad voor Wageningen UR 9 – 2014.

Ravon, 2021a. Zeeprik. https://www.ravon.nl/Soorten/Soortinformatie/zeeprik. Geraadpleegd op 05/03/2024.

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.

Rees, H. L., R. Waldock, P. Matthiessen & M.A. Pendle, 2001. Improvements in the epifauna of the Crouch Estuary (United Kingdom) following a decline in TBT concentrations. Marine Pollution Bulletin 42: 137-144.

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, 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, 2025. Duiding Kader Ecologie en Cumulatie 5.0 (KEC 5.0).

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.

Ross-Smith, V.H., C.B. Thaxter, E.A. Masden, J. Shamoun-Baranes, N.H.K. Burton, L.J. Wright, M.M. Rehfisch & A. Johnston, 2016. Modelling flight heights of lesser black-backed gulls and great skuas from GPS: A Bayesian approach. Journal of Applied Ecology 53(6): 1676-1685.

Rozemeijer, M.J.C. & J.T. van der Wal, 2017. Zandwinning Noordzee 2018-2027 – nadere verdieping effecten Natura 2000. Arcadis / 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.

Sas, H., L. van Duren, P. Herman, T. van der Have, P. Kamermans, O. Bos, E. Kingma, T. Bouma & E. Kardinaal. 2023. Reef-building species and biogenic reef enhancement in the Dutch North Sea. Background documents. Wageningen University & Research.

van Schaik, J., Schuler, S., Stienstra, K., Janssen, R., Dekeukeleire, D., Boshamer, J.P., Noort, B.C., Steenbergen, J. & S. Lagerveld, 2025. Diverse but declining? Population genetic structure and genetic diversity of Nathusius' pipistrelle along the Dutch coastline during the autumn migration period. Mammalian Biology, pp.1-12.

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.

Schwemmer, P., Mercker, M., Haecker, K., Kruckenberg, H., Kämpfer, S., Bocher, P., Fort, J., Jiguet, F., Franks, S., Elts, J. and Marja, R., 2023. Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. Journal of Environmental Management, 342, p.118131.

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.

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.

Sinclair, D., A. Drews, J. Wrottesley, M. Clare, L. Mevenkamp, A. Judd, R. Wopschall, H. Tripp & J. Ward, 2023. Subsea Cables within the OSPAR Maritime Area: Background document on technical considerations and potential environmental impacts. OSPAR Commission 2023.

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, 2018. 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.

Soudijn, F.H., V. Hin, E. Melis, C. Chen, S. van Donk, D. Benden & M.J.M. Poot, 2025. Population level effects of displacement of marine birds due to offshore wind energy developments, KEC 5. Wageningen Marine Research Report C094/24 A. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Sovon, 2024a. Invulling van parameterwaarden voor herziene Acceptable Levels of Impact van sterfte van vogels door windparken op zee. Notitie-nummer: 2024/53. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Sovon, 2024b. Bouwsteen ten behoeve van de VHR-opgave. Soorten van de Vogelrichtlijn voor zover betrokken bij de instandhoudings-doelstellingen voor Natura 2000-gebieden. A016 Jan-van-gent *Morus bassanus*, niet-broedvogel. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

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.

Stelzenmüller, V., F. Maynou, S. Ehrich & G.P. Zauke, 2004. Spatial Analysis of Twaite Shad, Alosa fallax (Lacepède, 1803), in the Southern North Sea: Application of Non-Linear Geostatistics as a Tool to Search for Special Areas of Conservation. International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology 89(4): 337-351.

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? 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.

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.

Thatcher, H., T. Stamp, D. Wilcockson & P.J. Moore, 2023. Residency and habitat use of European lobster (*Homarus gammarus*) within an offshore wind farm. ICES Journal of Marine Science 80: 1410-1421.

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.

Thaxter, C.B., R.M.W. Green, M.P. Collier, R.C. Taylor, R.P. Middelveld, E.S. Scragg, L.J. Wright, A.S.C.P. Cook & R.C. Fijn, 2024. Behavioural responses of Sandwich terns following the construction of offshore wind farms. Marine Biology 171(2): 58.

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.

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., W. Courtens, M. Van De Walle, H. Verstraete & E. Stienen, 2021. Belgian seabird displacement monitoring program. Macro-avoidance of GPS-tagged lesser black-backed gulls & potential habituation of auks and gannets. in S. Degraer,R. Brabant,B. Rumes &L.

Vigin (Ed.). Memoirs on the Marine Environment. Blz. 33. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management. Brussels.

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.

Verhelst, P., I. Pauwels, J. Breine, N. De Maerteleire, S. Pieters, F. Dens, E. Gelaude, D. Rosseel, J. VandenHoute, B. De Pauw, J. Coeck & J. Reubens, 2023. Monitoring van de ecologische effecten van de elektromagnetische Velden rond de stroomkabels van het net op zee (Westerschelde, Borssele). Deel 2: analyse van het bewegingsgedrag van fint in de Westerschelde in relatie tot de stroomkabels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Verhelst, P., Pauwels, I., Pohl, L., Reubens, J., Schilt, B., & Hermans, A. (2025). Electromagnetic fields and diadromous fish spawning migration: An urgent call for knowledge. Marine Environmental Research, 204, 106857.

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, 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.

Van der Vliet, R.E., R. Bakker, J.J. Leemans, E. de Haan, N. Heida, J. Kraal, M. Boonman, R. Olde Wolbers & A. Gyimesi, 2024. Ecologisch achtergronddocument kavel I van windenergiegebied Nederwiek (zuid): vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 23-470. Waardenburg Ecology, 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.

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.

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., 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.

Willmott, J.R., Forcey, G. and Vukovich, M., 2023, May. New insights into the influence of turbines on the behaviour of migrant birds: implications for predicting impacts of offshore wind developments on wildlife. In Journal of Physics: Conference Series (Vol. 2507, No. 1, p. 012006). IOP Publishing.

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. & R. Klein, 1994. Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, bivalvia). ICES Journal of Marine Science 51: 99-105.

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 Institute 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.

Woodward, I.D., Thaxter, C.B., Owen, E., Bolton, M., Ward, R.M. and Cook, A.S., 2024. The value of seabird foraging ranges as a tool to investigate potential interactions with offshore wind farms. *Ocean & Coastal Management*, *254*, p.107192.

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.

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.

Wyman, M. T., R. Kavet, R. D. Battleson, T. V. Agosta, E. D. Chapman, P. J. Haverkamp, M.D. Pagel & A.P. Klimley, 2023. Assessment of potential impact of magnetic fields from a subsea high-voltage DC power cable on migrating green sturgeon, Acipenser medirostris. Marine Biology, 170(12), 1-22.

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.

Zijl, F., S. Laan, L. Leummens, T. Zijlker, T. van Kessel, V. van Zelst, L. Jaksic, L. Vilmin, L. Schneider & L. van Duren, 2023. Scenario studies on potential ecosystem effects in future offshore wind farms in the North Sea. WOZEP. Report 11208071-001-ZKS-0010. Deltares, Delft.

Zijl, F., L. Leummens, N. Alexandrova, T. van Kessel, L. Jaksic, V. van Zelst, L. Vilmin, S. Heye & L. van Duren, 2024. Impact of offshore wind farms on the North Sea ecosystem: Scenario study fort he partial revision of the Dutch offshore wind planning. WOZEP. Report 11209248-006-ZKS-0001. Deltares. Delft

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 OSPAR 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 vakken 34F3 en 35F3 tijdens het eerste kwartaal van de monitoringsjaren 2014 t/m 2023. Dikgedrukte soorten zijn beschermd onder habitatrichtlijn of KRM. * betreft geen vissoorten.

Soort(groep)	
Agonus cataphractus	*Mullus surmuletus*
Alosa fallax	***Mustelus sp.***
Ammodytes marinus	*Myoxocephalus scorpius*
Arnoglossus laterna	*Platichthys flesus*
Buglossidium luteum	*Pleuronectes platessa*
Callionymus lyra	*Pollachius virens*
Callionymus reticulatus	*Pomatoschistus sp.*
*Cancer pagurus**	***Raja brachyura***
Clupea harengus	***Raja clavata***
Conger conger	***Raja montagui***
Dicentrarchus labrax	*Sardina pilchardus*
Echiichthys vipera	*Scomber scombrus*
Enchelyopus cimbrius	*Scyliorhinus canicula*
Engraulis encrasicolus	*Sepia officinalis**
Eutrigla gurnardus	*Solea solea*
Gadus morhua	*Sprattus sprattus*
Hyperoplus lanceolatus	***Squalus acanthias***
Limanda limanda	*Syngnathus rostellatus*
*Loligo vulgaris**	*Trachurus trachurus*
Melanogrammus aeglefinus	*Trisopterus luscus*
Merlangius merlangus	*Trisopterus minutus*
Micromesistius poutassou	*Zeus faber*
Microstomus kitt	

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

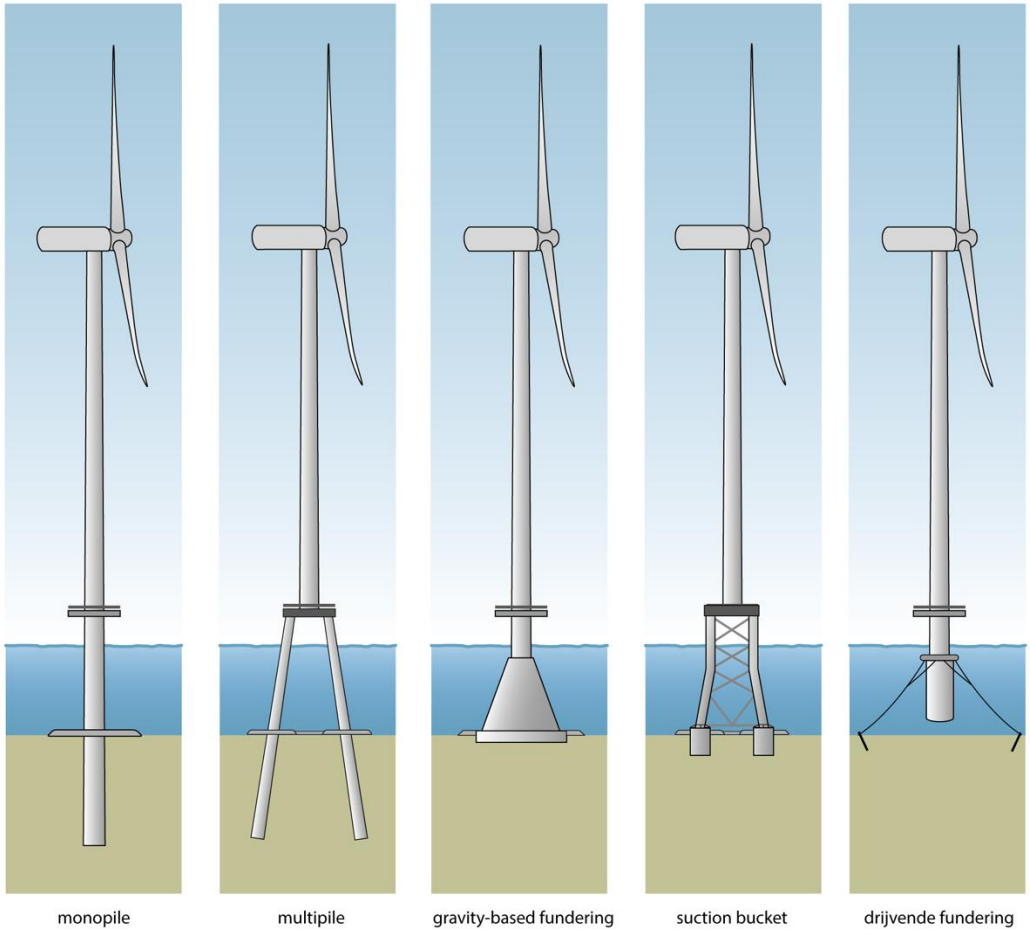
Soortenlijst is gebaseerd op de punten NRDZE_0082, NRDZE_0083, NRDZE_0084, NRDZE_0085, NRDZE_0086, NRDZE_0087 en NRDZE_0414 in de periode van 2002 t/m 2021.

Soort(groep)		
Abra alba	*Glycera alba*	*Pagurus bernhardus*
Abra nitida	*Glycera lapidum*	*Paraonis fulgens*
Abra prismatica	*Glycera tridactyla*	*Peachia cylindrica*
Actiniaria	*Goneplax rhomboides*	*Perioculodes longimanus*
Amphiura filiformis	*Goniada maculata*	*Phialella quadrata*
Aonides paucibranchiata	*Harmothoe extenuata*	*Philocheras trispinosus*
Apherusa clevei	*Harmothoe glabra*	*Phoronida*
Apistobranchus tullbergi	*Harpinia antennaria*	*Phyllodoce mucosa*
Aricidea minuta	*Hesionura elongata*	*Pinnotheres pisum*
Aricidea suecica	*Hippomedon denticulatus*	*Podarkeopsis capensis*
Aspidelectra melolontha	*Hydractinia echinata*	*Podarkeopsis helgolandicus*
Astropecten irregularis	*Hypereteone foliosa*	*Polinices pulchella*
Bathyporeia elegans	*Hyperiidae*	*Polydora*
Bathyporeia guilliamsoniana	*Iphinoe trispinosa*	*Pontocrates altamarinus*
Bathyporeia pelagica	*Kurtiella bidentata*	*Pontocrates arcticus*
Bathyporeia tenuipes	*Lanice conchilega*	*Pontocrates arenarius*
Branchiostoma lanceolatum	*Leptosynapta*	*Priapulida*
Bryozoa	*Leuckartiara octona*	*Pseudocuma longicorne*
Callianassa subterranea	*Leucothoe incisa*	*Pseudocuma simile*
Chaetozone chambersae	*Liocarcinus holsatus*	*Scolelepis bonnieri*
Chaetozone christiei	*Liocarcinus marmoreus*	*Scolelepis foliosa*
Chaetozone setosa	*Lovenella clausa*	*Scolelepis squamata*
Chamelea striatula	*Lumbrineris latreilli*	*Scoloplos armiger*
Conopeum reticulum	*Macomangulus tenuis*	*Sigalion mathildae*
Corystes cassivelaunus	*Magelona filiformis*	*Siphonoecetes kroyeranus*
Crangon allmanni	*Magelona johnstoni*	*Spio filicornis*

Crangon crangon	*Magelona mirabilis*	*Spio goniocephala*
Diastylis bradyi	*Malmgrenia marphysae*	*Spio symphyta*
Donax vittatus	*Malmgreniella bicki*	*Spiophanes bombyx*
Dyopedos monacanthus	*Megaluropus agilis*	*Spiophanes kroyeri*
Echinocardium cordatum	*Metopa rubrovittata*	*Spisula elliptica*
Echinocardium flavescens	*Monopseudocuma gilsoni*	*Spisula subtruncata*
Echinocyamus pusillus	*Mytilidae*	*Sthenelais limicola*
Ectopleura	*Nephtys assimilis*	*Synchelidium maculatum*
Endeis spinosa	*Nephtys caeca*	*Tellimya ferruginosa*
Ensis ensis	*Nephtys cirrosa*	*Tharyx*
Ensis leei	*Nephtys hombergii*	*Thia scutellata*
Eremitione hyndmanni	*Nephtys longosetosa*	*Thracia phaseolina*
Eteone longa	*Notomastus latericeus*	*Tryphosa nana*
Eudorella truncatula	*Nototropis falcatus*	*Tubificidae*
Eumida sanguinea	*Nototropis swammerdamei*	*Tubulanus polymorphus*
Eunereis longissima	*Nucula nitidosa*	*Turbellaria*
Euspira nitida	*Ophelia borealis*	*Turritella communis*
Euspira pulchella	*Ophelia limacina*	*Turritellinella tricarinata*
Fabulina fabula	*Ophiura albida*	*Urothoe brevicornis*
Galathowenia oculata	*Ophiura ophiura*	*Urothoe poseidonis*
Gastrosaccus spinifer	*Owenia*	

Bijlage VI Alternatieve funderingen

In het achtergronddocument van Nederwiek I-B is uitgegaan van de inzet van monopile fundering als worst case scenario (Horwath *et al.* 2020), zie ook het tekstkader in §1.2. Momenteel is dit ook de enige fundering die in het Nederlandse deel van de Noordzee is toegepast. Binnen de bandbreedte van Nederwiek I-B zullen echter ook andere alternatieve funderingstypes vallen (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 Nederwiek I-B.*

Gravity-based

In het geval van een gravity-based fundering wordt de windturbine geplaatst op een betonnen voet die deels wordt ingegraven in de zeebodem. Hierbij vinden voorafgaand baggerwerkzaamheden plaats om te bodem te egaliseren, en beslaat de fundering met erosiebescherming uiteindelijk een groter oppervlak dan een monopile met erosiebescherming. Deze werkzaamheden hebben ecologische effecten vanwege

vertroebeling, sedimentatie en geluidproductie. Echter, er vinden bij deze fundering geen heiwerkzaamheden plaats. 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 benthossamenstelling 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-based fundering in plaats van een monopile positiever beoordeeld, zie ook het tekstkader in §1.2.

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. Naar verwachting zal deze fundering niet worden ingezet, in het kavelbesluit van IJmuiden Ver Alpha is deze optie niet opgenomen.

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.

Jacket

Een Jacket is een veelgebruikte fundering voor offshore windturbines, vooral in waterdieptes tussen de 30 tot 60 meter. Het is een stalen raamwerk met meerdere poten, vergelijkbaar met ontwerpen van veel offshore olieplatforms. Het ontwerp biedt stevigheid en een goede optie voor de zacht substraat bodems. Jackets kunnen worden geïnstalleerd door te heien of met suction buckets, deze keuze wordt afgewogen afhankelijk van het type zacht substraat bodem waarop de Jacket moet komen te staan. Waarbij de suction bucket optie ecologisch het meest preferabel is gezien de afwezigheid van bagger- en heiwerkzaamheden. Vanwege hun complexe structuur bieden Jackets een groter oppervlak dan monopiles, waardoor ze fungeren als kunstmatige rif structuren (Horwath *et al.* 2020). De kunstmatige rif structuur van de Jacket resulteert ook in meer organisch materiaal dat naar de zeebodem valt. Dit kan de voedingsstoffen aan de bodem verhogen en de benthische productiviteit stimuleren (Kellison & Sedberry 1998). Echter, kan deze

verhoging in voedingsstoffen ook leiden tot zuurstoftekort (HDR 2019). De uitwerking hiervan is erg afhankelijk van de hydrologie in het gebied waar de Jacket geplaatst wordt. Een ander ecologisch aspect betreft het slanke profiel en relatief kleinere structuurvolume in de waterkolom, waardoor het gebruik van Jackets kan resulteren in verminderde verstoring van waterstromingen, wat leidt tot de minste wake-effecten, sedimentatie en sediment depositie in vergelijking met de andere funderingstypen (Horwath *et al.* 2020). Afgezien dat er in bepaalde scenario's gebruik wordt gemaakt van heiwerkzaamheden wordt de Jacket positief beoordeeld door het ecologisch aantrekkelijk ontwerp.

Tripod

Een Tripod is een funderingstype voor offshore windturbines die de karakteristieken heeft van een Jacket en Monopile. Dit funderingstype is vooral geschikt voor waterdieptes van tussen 40 tot 50 meter. Het bestaat uit drie poten die samenkomen in een centrale hub, wat stabiliteit biedt in diepere wateren. Tripods kunnen net als Jackets worden geïnstalleerd door te heien of met suction bucket, deze keuze wordt afgewogen afhankelijk van het type zacht substraat bodem waarop de Tripod moet komen te staan. Waarbij de suction bucket optie ecologisch het meest preferabel is gezien de afwezigheid van bagger- en heiwerkzaamheden. Het gebruik van Tripods kan resulteren in verminderde verstoring sedimentatie en sediment depositie in vergelijking met Monopiles. Het wake-effect en het kunstmatig rif effect is bij de Tripod hetzelfde als bij de Monopile (Horwath *et al.* 2020). Gezien het gebruik van heiwerkzaamheden in bepaalde omstandigheden en de gelimiteerde bevorderlijke ecologische aspecten, wordt de Tripod negatief 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 EMV-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.

Bijlage VII Resultaten populatiemodellen nationale scenario

Kleinemantelmeeuw

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de kleine mantelmeeuw 298. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 91.4% naar 91.2%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.983 (jaarlijkse afname van 1.7%) naar 0.972 (jaarlijkse afname van 1.8%).

De actuele ALI-drempelwaarde is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 15% (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 0%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 15%.

Tabel VII-1 *Uitkomsten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	aantalslachtoffers	populatiegrootte(individuen)	adulteoverleving	populatiegroeisnelheid	waarschijnlijkheidoverschrijdingALI-drempel(x=0.15)	ALI-overschrijding
null	0	225.090	0.914	0.983	0.00	NEE
Nationale scenario	298	225.090	0.912	0.982	0.00	NEE

Grotemantelmeeuw

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de grote mantelmeeuw 37. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 86.0% naar 85.8%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.948 (jaarlijkse afname van 5.2%) naar 0.946 (jaarlijkse afname van 5.4%).

De actuele ALI-drempelwaarde is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5% (Directoraat-generaal Natuuren Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 0%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 5%.

Tabel VII-2 *Uitkomsten populatiemodel voor grote mantelmeeuw voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	Aantal slachtoffers	Populatiegrootte (individuen)	Adulte overleving	populatiegroeisnelheid	Waarschijnlijkheid overschrijding ALI-drempel (x=0.05)	ALI-overschrijding
null	0	23.914	0.860	0.948	0.00	NEE
Nationale scenario	37	23.914	0.860	0.946	0.00	NEE

Dwergmeeuw

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de dwergmeeuw 275. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 82.7% naar 82.1%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 1.008 (jaarlijkse toename van 0.8%) naar 1.003 (jaarlijkse toename van 0.3%).

De actuele ALI-drempelwaarde is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5% (Directoraat-generaal Natuuren Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 0%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 5%.

TabelVII-3 *Uitkomsten populatiemodel voor dwergmeeuw voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	Aantal slachtoffers	Populatiegrootte (individuen)	Adulte overleving	populatiegroeisnelheid	Waarschijnlijkheid overschrijding ALI-drempel (x=0.05)	ALI-overschrijding
null	0	54.537	0.827	1.008	0.00	NEE
Nationale scenario	275	54.537	0.821	1.003	0.00	NEE

Jan-van-gent

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de jan-van-gent 428. Dit resulteert 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 is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5% (Directoraat-generaal Natuuren Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 100%. Hiermee gaat het nationale scenario over de grens van 5%.

TabelVII-4 *Uitkomsten populatiemodel voor jan-van-gent voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	Aantalsl achtoffers	Populatiegrootte (individuen)	Adulte overleving	populatiegroeisnelheid	Waarschijnlijkheid overschrijding ALI-drempel (x=0.05)	ALI-overschrijding
null	0	34.359	0.918	1.009	0.00	NEE
Nationale scenario	428	34.359	0.906	0.997	1.00	JA

Drieteenmeeuw

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de drieteenmeeuw 21. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 95.10% naar 95.08%. Als gevolg van deze extra sterfte daalt de verwachte populatiegroeisnelheid van 0.8540 (jaarlijkse afname van 5.40%) naar 0.8538 (jaarlijkse afname van 5.38%).

De actuele ALI-drempelwaarde is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5% (Directoraat-generaal Natuuren Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 0%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 5%.

TabelVII-5 *Uitkomsten populatiemodel voor drieteenmeeuw voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	Aantal slachtoffers	Populatiegrootte (individuen)	Adulte overleving	populatiegroeisnelheid	Waarschijnlijkheid overschrijding ALI-drempel (x=0.05)	ALI-overschrijding
null	0	165.325	0.8540	0.9510	0.00	NEE
Nationale scenario	21	165.325	0.8538	0.9508	0.00	NEE

Visdief/Noordse stern

Het cumulatieve aantal voorspelde slachtoffers voor het nationale scenario is voor de visdief/noordse stern 82. Dit resulteert in een verlaagde adulte overleving van 94.2% naar 94.1%. 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 is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5% (Directoraat-generaal Natuuren Visserij 2025). De kans op een dergelijke afname ligt op 0%. Hiermee blijft het nationale scenario onder de grens van 5%.

TabelVII-6 *Uitkomsten populatiemodel voor visdief/noordse stern voor het nationale scenario. De populatiegrootte is het maximaal aantal aanwezige individuen per tweemaandelijkse periode. Het cumulatieve aantal slachtoffers ten opzichte van deze populatiegrootte 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. Wanneer in de laatste kolom NEE staat, wordt de ALI-norm voor het nationale scenario niet overschreden.*

scenario	Aantal slachtoffers	Populatiegrootte (individuen)	Adulte overleving	populatiegroeisnelheid	Waarschijnlijkheid overschrijding ALI-drempel (x=0.05)	ALI-overschrijding
null	0	129.965	0.942	1.043	0.00	NEE
Nationale scenario	82	129.965	0.941	1.042	0.00	NEE

Literatuur

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2025. Wijziging drempelwaarden Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. kenmerk DGNV-M / 97878174. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, Den Haag.

Amichai, E., G.M. Forcey, M. Vukovich & J.R. Willmott, 2025. Multi-sensor Arrays Provide Complementary Information on Bat Presence and Activity in the Offshore Environment. Journal of North American Bat Research Special Issue 1: 75–88.

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.G. van Damme, H.V. Winter, D. de Haan & R.P.A. Dekeling, 2012. Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLOS ONE 7(3): e33052.

Chapman, E.C.N., C.M.V. Rochas, Z. Burns, P. Harsanyi, A. Hermans & K. Scott, 2025. Effects of electromagnetic fields on flatfish activity levels. Mar Pollut Bull 222(Pt 1): 118652.

Cresci, A., C.M.F. Durif, T. Larsen, R. Bjelland, A.B. Skiftesvik & H.I. Browman, 2023. Static magnetic fields reduce swimming activity of Atlantic cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus) larvae. ICES Journal of Marine Science 82(4).

van Donk, S., R. van Bemmelen, C. Chen, I. Tulp & E. Melis, 2024. Seabird maps of the North Sea. A short description of methodology. Wageningen University & Research report: C024/24. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Engelhard, G.H., M.A. Peck, A. Rindorf, S. C. Smout, M. van Deurs, K. Raab, K.H. Andersen, S. Garthe, R.A.M. Lauerburg, F. Scott, T. Brunel, G. Aarts, T. van Kooten & M. Dickey-Collas, 2013. Forage fish, their fisheries, and their predators: who drives whom? ICES Journal of Marine Science 71(1): 90-104.

Jepsen, N., M. Deacon & A. Koed, 2012. Decline of the North Sea houting: protective measures for an endangered anadromous fish. 16: 77-84.

Jonge Poerink, B. & R. Brabant, 2025. New approach to quantitatively estimate bat casualties at offshore wind farms. KEC 5.0. RWS.

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.

Royal HaskoningDHV, 2024. Input from workshop on bat fatalities from offshore wind. Royal HaskoningDHV, Amersfoort.

Sguotti, C., C. Lynam, B. García-Carreras, J. Ellis & G. Engelhard, 2016. Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. 22.

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'. Wageningen Marine Research report; No. C070/21. https://doi.org/10.18174/553775. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Verhelst, P., I. Pauwels, L. Pohl, J. Reubens, B. Schilt & A. Hermans, 2025. Electromagnetic fields and diadromous fish spawning migration: An urgent call for knowledge. Marine Environmental Research 204.

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.

Wahlberg, M. & H. Westerberg, 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. Marine ecology progress series 288: 295-309.

Bijlage 5 – Achtergrondrapport onderwaterleven

HWE

Offshore windenergiegebied Nederwiek

Effecten van een windpark in kavel IB Nederwiek (zuid) op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Eindrapport d.d. 11 februari 2026

HWE *onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1 Inleiding 3

1.1 Achtergrond en Doel 3

1.2 Mogelijke effecten van een windpark in kavel IB Nederwiek (zuid) op zeezoogdieren 4

1.3 Effecten van impulsief geluid – Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 8

1.4 Kavel IB Nederwiek (zuid) – onderzochte alternatieven 9

1.5 Uitgevoerd onderzoek 9

2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark 11

2.1 Overzicht stappen effectbepaling 11

2.2 Toepassing KEC-methodiek op Nederwiek (zuid) 13

2.3 Effectbeoordeling en toetsing 23

3 Effecten van aanleg windpark in kavel IB Nederwiek (zuid) 25

3.1 Inleiding 25

3.2 Effecten van heigeluid op populaties van zeezoogdieren 25

3.3 Effecten van andere geluidsbronnen 30

3.4 Effecten op Natura 2000-gebieden 31

3.5 Effecten op beschermde soorten 33

3.6 Grensoverschrijdende effecten 33

4 Maatregelen voor verdere reductie van effecten 36

4.1 Inleiding 36

4.2 Beperken van de oppervlakte verstoord gebied 36

4.3 Aanleg van het windpark in periode met lage dichtheid zeezoogdieren 37

4.4 Beperken van het aantal dagen waarop wordt geheid 39

4.5 Toepassen van alternatieve installatietechnieken 41

5 Onzekerheden en leemten in kennis 44

5.1 Procedure voor het bepalen van populatie-effecten 44

5.2 Alternatieve heitechnieken en funderingstypen 47

5.3 Operationeel onderwatergeluid van windturbines 47

5.4 Onderwatergeluid van schepen 47

5.5 Onderwatergeluid bij ontmanteling van de windparken 48

6 Referenties 49

BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor het kavelbesluit van kavel IB Nederwiek I (zuid)

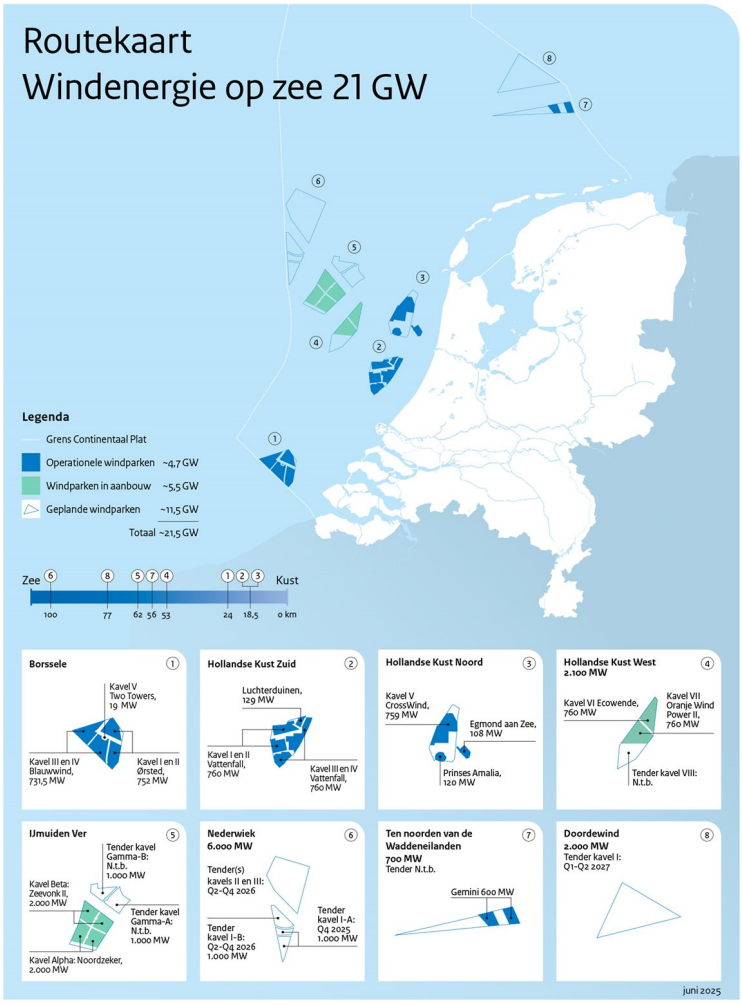
Bijlage 2 Modellering geofysische surveys

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN DOEL

Op basis van 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 aan te scherpen. Om dit (o.a.) te bewerkstelligen is er een versnellingsopgave voor de uitrol van windenergie op zee nodig. In 2022 heeft de Minister voor Klimaat en Energie de doelstelling voor wind op zee verhoogd tot een vermogen van 21 GW. In de Routekaart windenergie op zee 21 GW is opgenomen welke (delen van de) nieuwe windenergiegebieden wanneer ontwikkeld worden.

In de windenergiegebieden mogen windparken worden aangelegd binnen uit te geven kavels. Eén van de aangewezen windenergiegebieden is windenergiegebied Nederwiek dat is weergegeven in Figuur 1-1. Windenergiegebied Nederwiek bestaat uit een zuidelijk deel en een noordelijk deel die gescheiden zijn door een clearway. In het zuidelijke deel (hierna; Nederwiek (zuid)) worden twee kavels uitgegeven (hierna; kavel IA en IB Nederwiek (zuid)). In het noordelijk deel (hierna; Nederwiek (noord)) worden nog vier kavels uitgegeven.



Figuur 1-1 Routekaart Windenergie op zee 21 GW.

Dit achtergronddocument bij het MER en de Passende Beoordeling van kavel IB Nederwiek (zuid) bevat een beschrijving en beoordeling van de effecten van de aanleg van een windpark van maximaal

1,15 GW in kavel IB op zeezoogdieren. De berekende effecten worden voor verschillende opstellingen en aanlegmethodes zowel afzonderlijk als in cumulatie met de effecten van de hele Routekaart Windenergie op zee 21 GW beschouwd. Het onderzoek is volgens de uitgangspunten en de berekeningswijze van het KEC 5.0 uitgevoerd (Heinis et al. 2025). Daarbij is alleen naar de effecten van windparken op zee gekeken en zijn effecten van andere activiteiten op zee dus niet meegenomen.

1.2 MOGELIJKE EFFECTEN VAN EEN WINDPARK IN KAVEL IB NEDERWIEK (ZUID) OP ZEEZOOGDIEREN

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanleg als tijdens de exploitatie- en de verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark dat in kavel IB Nederwiek (zuid) is voorzien. Onderstaande Tabel 1-1 bevat een overzicht van mogelijke 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	Activiteit	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[1]	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 lager, maar niet verwaarloosbaar is.
   Beide bronnen van het tijdens de installatie van de funderingen geproduceerde onderwatergeluid worden nader onderzocht. Hierbij gaat de meeste aandacht uit naar de

[1] Hiermee worden de infield kabels bedoeld die van de windturbines naar het TenneT-platform lopen.

effecten van heihamers. Tot nu toe is dat namelijk de installatietechniek die vrijwel uitsluitend wordt toegepast. Omdat trilhamers om diverse redenen nog niet breed worden toegepast, is de kennis over het geproduceerde geluid tijdens het gebruik ervan beperkt, en dat geldt ook voor de mogelijke effecten op zeezoogdieren. In dit rapport is een indicatieve effectinschatting opgenomen in paragraaf 3.5.

2. *Installatie drijvende- en gravity based funderingen*
   Voor kavel IB Nederwiek (zuid) is het aannemelijk 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 van monopaal, tripod- of jacketfunderingen (zie bijvoorbeeld Potlock et al., 2023; Maxwell et al., 2022). Eventuele effecten van vertroebeling op de foerageermogelijkheden voor zichtjagende vis- en vogelsoorten zijn tijdelijk en lokaal en daarom verwaarloosvaar. Het effect wordt niet nader beschouwd.

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, Benhemma-Le Gall et al., 2023). 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 akoestische sensoren, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid door het toepassen van bellenschermen e.d. is veel extra (scheeps)activiteit nodig. 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. In een recente Duitse review-studie van Bellmann et al. (2023) wordt echter geconcludeerd dat windpark-gerelateerde scheepvaart mogelijk tot een beperkte toename van het onderwatergeluid in het windpark kan leiden, maar dat de toename daarbuiten beperkt is, zeker voor windparken nabij scheepsroutes. In het InterReg DEMASK[2] project wordt nader onderzoek gedaan naar het in kaart brengen van het onderwatergeluid in en rond operationele windparken. Het effect wordt niet nader onderzocht (zie verder

[2] https://www.interregnorthsea.eu/demask

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 worden 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, te weten 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.

Effecten 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; Bellmann et al., 2023). Op de Noordzee zal het geluid van draaiende windturbines alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het al aanwezige omgevingsgeluid uitkomen. Het is daarmee geen relevante verstorende factor voor zeezoogdieren. Het effect wordt niet nader onderzocht.

7. *Aanwezigheid van schepen*
   Met de aanwezigheid van windparken neemt het geluid van schepen van, naar en binnen die windparken door onderhoudsschepen e.d. mogelijk toe. Aan de andere kant wordt niet-bestemmingsverkeer uit windparken geweerd. Recent beschikbaar gekomen resultaten van onderzoek laten zien dat bruinvissen gebieden met intensieve scheepvaart mijden (Pigeault et al., 2024). Onderzoek in de operationele windparken Gemini, Luchterduinen en Borssele heeft laten zien dat bruinvissen windparken in de operationele fase niet mijden (Leemans & Fijn, 2024), maar het is niet bekend of dat ook het geval is op de momenten dat er onderhoudsschepen aanwezig zijn of dat andere, niet duidelijke zichtbare effecten optreden. Mogelijke effecten hiervan worden nader onderzocht in het kader van het InterReg project DEMASK. Zodra er vanuit dat project meer duidelijkheid is over de aard en omvang van de mogelijke effecten op zeezoogdieren, zijn daar uitspraken over te doen. Het effect wordt niet nader onderzocht.

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 elektromagnetisch veld (EMV) rond de kabel. Een EMV bestaat uit een magnetisch en een elektrisch veld. Het elektrische veld wordt afgeschermd door de mantel van de kabels en komt niet vrij in de directe omgeving van de kabel. Het magnetisch veld wordt niet volledig afgeschermd en is waarneembaar in de directe omgeving van de kabel. Wanneer organismen door het magnetische veld bewegen wordt daarnaast een zwak elektrisch veld gegenereerd, het zogenaamde geïnduceerd elektrische veld (iE-veld) (Hermans & Schilt, 2024). Het magnetische

veld straalt dus wel uit naar de omgeving (tot tientallen meters buiten de kabel), en kan zo tot effecten op mariene organismen leiden, waaronder zeezoogdieren.

Het is niet waarschijnlijk dat **zeehonden** effecten ondervinden van EMV, aangezien zij niet over ampullen van Lorenzini of andere elektroreceptoren beschikken waardoor zeehonden EMV kunnen waarnemen (Hermans & Schilt, 2024). Voor bruinvissen is niet uit te sluiten dat zij magnetische velden kunnen waarnemen, aangezien de aanwezigheid van structuren in de tong en onderkaak die vergelijkbaar zijn met elektroreceptoren in sommige vissoorten (Klinowska, 1990). Dit hoeft echter niet te betekenen dat de magnetische velden die door de (al dan niet ingegraven) kabels van de windparken worden gegenereerd ook kunnen worden waargenomen en zo ja, of dat tot een effect op het gedrag leidt. Uit een onderzoek van Teilmann et al. (2002) blijkt dat bruinvissen nog steeds door gebieden zwemmen waar windparken gebouwd zijn en waar dus ook stroomkabels liggen. Dit betekent echter niet dat effecten van de magnetische velden rond de kabels van windparken op bruinvissen afwezig zijn, maar laat wel zien dat er waarschijnlijk geen sprake is van barrière werking. Er zou beïnvloeding van het oriëntatie vermogen kunnen optreden of een verstoring van migratiepatronen (Kirschvink, 1990 in: Hermans & Schilt, 2024). Uit resultaten van monitoring rond de export wisselstroomkabels van windpark Borssele middels een Passive Acoustic Monitoring Network (PAM) is geen verband gebleken tussen de sterkte van EMV en het voorkomen van bruinvissen (Geelhoed et al., 2022). De afstand van de PAM-stations die het dichtst bij de kabel lagen was echter nog relatief groot. Op grond van deze studie kan daarom niet worden geconcludeerd in hoeverre het foerageergedrag en/of andere vormen van gedrag van bruinvissen op locaties dichter bij de kabel wordt beïnvloed. Ook kunnen op grond van deze studie geen conclusies worden getrokken over eventuele effecten van EMV rond in-field kabels (binnen windparken), die weliswaar een zwakker EMV genereren, maar die meestal minder diep worden ingegraven.

De exacte effecten van de aanwezigheid van elektriciteitskabels binnen het windpark op het gedrag van zeezoogdieren (m.n. bruinvis) zijn dus niet goed bekend, maar lijken beperkt vanwege het feit dat bruinvissen in windparken worden waargenomen. Het effect wordt niet nader onderzocht.

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, m.u.v. de effecten van heien. 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. Het effect wordt niet nader onderzocht.

10. *Aanwezigheid schepen*
    Zie hiervoor onder punt 4.

11. *Verwijderen kabels*
    Zie hiervoor onder punt 5.

1.3 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID – KADER ECOLOGIE EN CUMULATIE (KEC)

Om inzicht te krijgen in de cumulatieve impact van de voorgenomen aanleg van windparken op de populaties van beschermde soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. Het voor de eerste maal in 2016 toegepaste KEC bevat voor zeezoogdieren een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van over een bepaalde periode tijdens de aanleg van windparken geproduceerde impulsief onderwatergeluid (zie Hoofdstuk 2).

Sinds 2016 is het KEC naar aanleiding van wijzigingen in de ambities van de overheid voor de ontwikkeling van wind op zee (de routekaarten) een aantal malen geüpdatet, voor de laatste maal in 2025 (KEC 5.0). In elke update zijn, naast de berekening van de cumulatieve effecten van een nieuw scenario voor de ontwikkeling van wind op zee ook altijd de meest recente inzichten op het gebied van de effecten van impulsief onderwatergeluid verwerkt. De laatste actualisatie, het KEC 5.0, is begin 2025 gepubliceerd. Voor deze actualisatie vormde de Routekaart windenergie op zee 21 GW van april 2024 voor de windparken op het Nederlandse deel van de Noordzee het uitgangspunt. Dit zijn de windparken die in de periode 2016 – 2032 zijn aangelegd en waarvan de aanleg wordt voorzien[3]. Voor deze windparken zijn de cumulatieve effecten opnieuw volgens de KEC-methodiek voor zeezoogdieren bepaald (Heinis et al., 2025).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 5.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de aanleg van een windpark in kavel IB Nederwiek (zuid) op zeezoogdieren. De eerder voor het windenergiegebied Nederwiek (zuid) uitgevoerde berekeningen waren gebaseerd op de inzichten en resultaten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Hoewel er ten opzichte van het KEC 4.0 in de procedure voor het berekenen van effecten op de populaties in het KEC 5.0 geen wijzigingen zijn aangebracht, zijn in enkele stappen nieuwe inzichten verwerkt. Het betreft:

- Effecten van verschillende dosis-respons curves;
- Effecten van het gebruik van verschillende demografische parameters en dichtheidsafhankelijkheid in het Interim PCoD-model (versie 6.02, een update van de in het KEC 4.0 gebruikte versie 5.2).

Daarnaast zijn methoden beschreven en berekeningen uitgevoerd voor een tweetal, niet eerder in het KEC opgenomen geluidsbronnen:

- Effecten van gedragsverstoring door het geluid van trilhamers op bruinvissen en zeehonden. Het betreft indicatieve en op beperkte gegevens gebaseerde berekeningen. Recent beschikbaar gekomen resultaten van een in Duitsland uitgevoerde proef met trilhamers (KASKASI-project) suggereren dat het waarschijnlijk een *worst case* benadering betreft.
- Effecten van geluidsproductie bij het ruimen van explosieven (UXO's) en de daarbij ingezette *Acoustic Deterrent Devices* op de overlevingskans (blast trauma), het gehoor en het gedrag van bruinvissen en zeehonden (relevant voor bepalen van cumulatieve effecten).

[3] De Routekaart is in juni 2025 geactualiseerd vanwege het feit dat de windparken in IJmuiden Ver Alpha en Beta inmiddels in aanbouw zijn (https://windopzee.nl/onderwerpen/waar-staan-komen-windparken/afbeelding-routekaart/routekaart-21-gw-versie-juni-2025/).

Voor het berekenen van effecten van de in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés uitgevoerde geofysische surveys zijn nieuwe gegevens over de geluidsproductie en de inzet van apparatuur beschikbaar gekomen. De rekenmethode is daarom t.o.v. die in het KEC 4.0 aangepast. Voor het actualiseren van het MER voor Nederwiek (zuid) kavel IB zal deze aanpak worden overgenomen.

1.4 KAVEL IB NEDERWIEK (ZUID) – ONDERZOCHTE ALTERNATIEVEN

Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van een windpark in Nederwiek (zuid) kavel IB op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan vier alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1a, een opstelling met 67 turbines van 15 MW;
- Alternatief 1b (overplanting 15%), een opstelling met 76 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2a, een opstelling met 50 turbines van 20 MW;
- Alternatief 2b (overplanting 15%), een opstelling met 57 turbines van 20 MW.

In het eerder opgestelde MER voor Nederwiek (zuid) is voor de 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. De resultaten van de aangepaste berekeningen voor Nederwiek (zuid) kavel IB zijn in deze notitie niet gepresenteerd, omdat de effecten in alle gevallen vergelijkbaar (of zelfs iets kleiner) zijn dan wanneer van monopaalfunderingen wordt uitgegaan (zie notitie TNO in bijlage 1).
De resultaten van een *worst case* schatting van de effecten als voor het installeren van de funderingen gebruik wordt gemaakt van trilhamers in plaats van hydraulische impacthamers zijn opgenomen in § 4.5.

1.5 UITGEVOERD ONDERZOEK

Voor dit achtergronddocument bij het MER en de PB van kavel IB Nederwiek (zuid) zijn dezelfde uitgangspunten als voor het KEC 5.0 gebruikt (Heinis et al., 2025). Er zijn t.o.v. het eerdere, en op de uitgangspunten van het KEC 4.0 gebaseerde achtergronddocument voor kavel I Nederwiek (zuid) door TNO geen nieuwe geluidsberekeningen uitgevoerd. Dit was niet nodig, omdat de methode voor de akoestische berekeningen niet is gewijzigd en de eerdere berekeningen dus nog voldoen. Het betreft berekeningen voor een viertal, in Nederwiek (zuid) gelegen locaties om zo een indruk van de bandbreedte van effecten te krijgen (zie Bijlage 1). Daarbij is ervan uitgegaan dat bij de aanleg een geluidsnorm wordt toegepast. Voor dit document is niet alleen uitgegaan van de in het KEC 5.0 gehanteerde geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s, maar zijn ook berekeningen uitgevoerd voor een strengere geluidsnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s. De resultaten van deze nieuwe berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2025) 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 – 2032, 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 en 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 toekomstperspectief 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 5.0 (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., 2025). De procedure voor het berekenen van de cumulatieve effecten van heigeluid door de aanleg van windparken op zee op de populaties van zeezoogdieren in een bepaalde periode bestaat uit een aantal opeenvolgende, en goed van elkaar te onderscheiden rekenstappen. Hierbij wordt voor iedere stap in de effectketen van geluidproductie tot het effect op de populatie een realistische *worst case* inschatting van de omvang gemaakt. Een belangrijke tussenstap is de berekening van de dierverstoringsdagen, te weten de som van het aantal dieren dat op een heidag per project wordt verstoord over het totale aantal heidagen en over alle projecten. Deze cumulatieve verstoring vormt de input voor het door de Universiteit van St. Andrews en SMRU ontwikkelde Interim PCoD model waarmee de cumulatieve effecten op de populatie worden berekend. In de laatste stappen worden de berekende populatie-effecten vergeleken met de ecologische norm en wordt – zo nodig – bekeken bij welke geluidslimiet hieraan kan worden voldaan.

Bij de berekeningen 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 5.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2025).

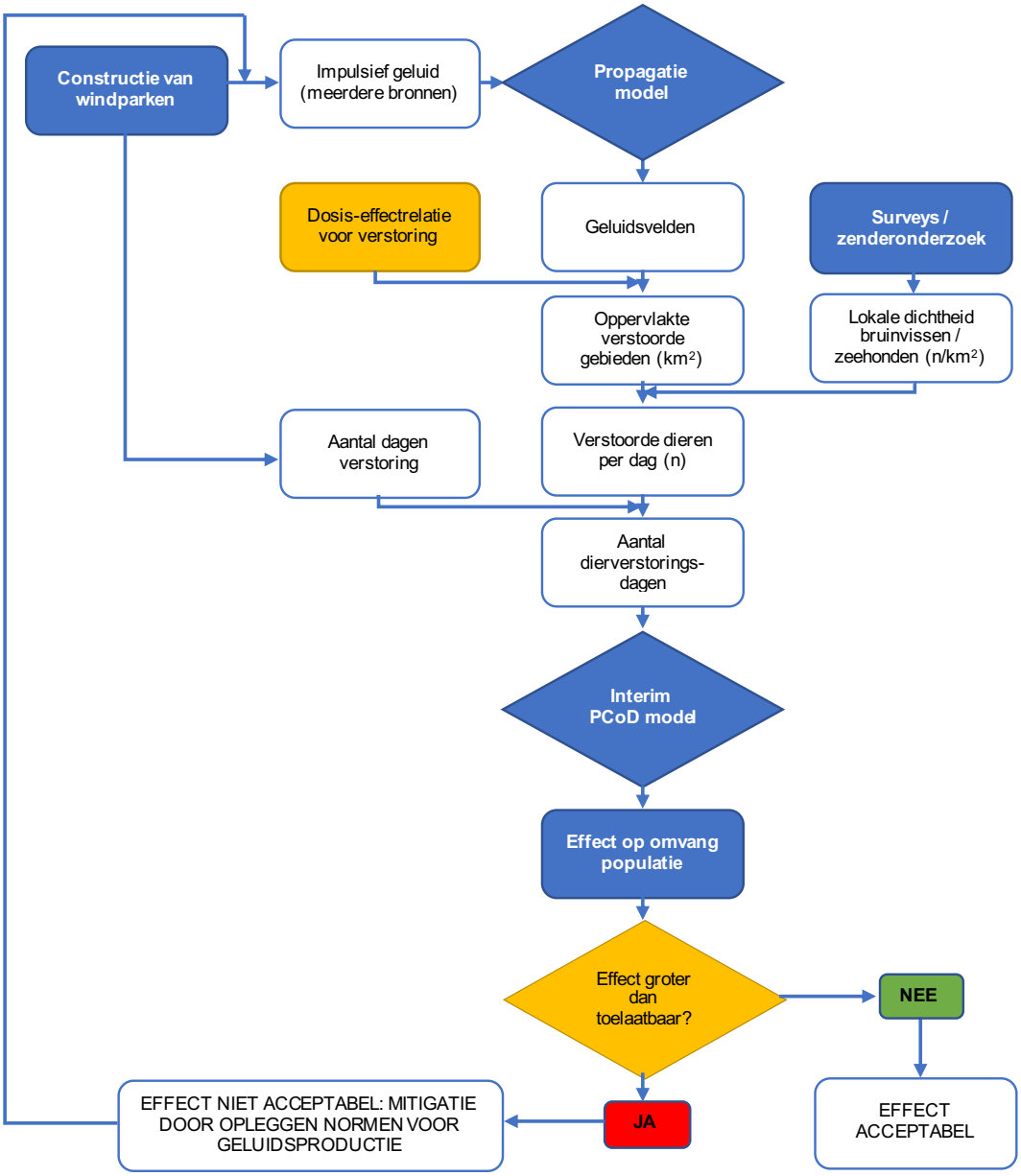
Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap; 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 elke locatie; 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[4];
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per heidag vermenigvuldigd met het aantal dagen waarop wordt geheid (= het aantal turbinefunderingen); er is dus van uitgegaan dat niet meer dan 1 paal per 24 uur wordt geheid;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 6.02 in KEC 5.0);

[4] Bruinvissen: gemiddelde zomerdichtheid; zeehonden: jaargemiddelde dichtheid (zie paragraaf 2.3.4).

6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2032 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);
7. Zo nodig berekenen van de gevolgen van een aanpassing van de geluidsnorm als uit de in de vorige stap uitgevoerde toetsing blijkt dat de ecologische norm wordt overschreden.

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 een windpark van maximaal 1,15 GW in kavel IB Nederwiek (zuid) op zeezoogdieren.



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 TOEPASSING KEC-METHODIEK OP NEDERWIEK (ZUID)

Bij het bepalen van de effecten van de aanleg van windparken in windenergiegebied Nederwiek(zuid) kavel IB vormt de KEC-methodiek voor zeezoogdieren het uitgangspunt. Daarbij worden de eerste vier stappen op dezelfde wijze doorlopen (t/m dierverstoringsdagen) en hierna in de paragrafen 2.2.3 t/m 2.3.7 in meer detail besproken. Voor Nederwiek (zuid) zijn geen afzonderlijke berekeningen met het Interim PCoD model gedaan[5]. Aan de hand van de in het KEC 5.0 afgeleide relatie tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en het effect op de populatie wordt beoordeeld of de aanleg van windparken in Nederwiek (zuid) kavel IB in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart 21 GW tot een overschrijding van de ecologische normen voor bruinvissen en zeehonden kan leiden (zie verder § 2.3).

2.2.1 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). Hierbij moet worden aangetekend dat de berekende cumulatieve SEL waarschijnlijk een overschatting is van de werkelijke blootstelling, omdat geen rekening is gehouden met herstel van het gehoor in de stillere periodes tussen de heiklappen (Kastelein et al., 2014).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 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 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, maken bij het zoeken van voedsel geen gebruik van hun gehoor, maar gebruiken daarbij vooral hun snorharen. Uit blootstellingsstudies blijkt dat de kans dat TTS door blootstelling aan heigeluid bij zeehonden veel kleiner is dan bij bruinvissen (Kastelein et al., 2018). De conclusie is dan ook dat door heien een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel (TTS) voor geen van de drie

[5] Er zijn voor de aanleg van een windpark in kavel IB van Nederwiek (zuid) geen aparte berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd, omdat het niet zo veel zin heeft om mogelijke effecten op de populatie afzonderlijk te berekenen, zonder daarbij de effecten op de populaties van de totale uitrol van windenergie op zee te beschouwen (zie ook §2.3.2).

soorten een negatieve invloed heeft op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans.

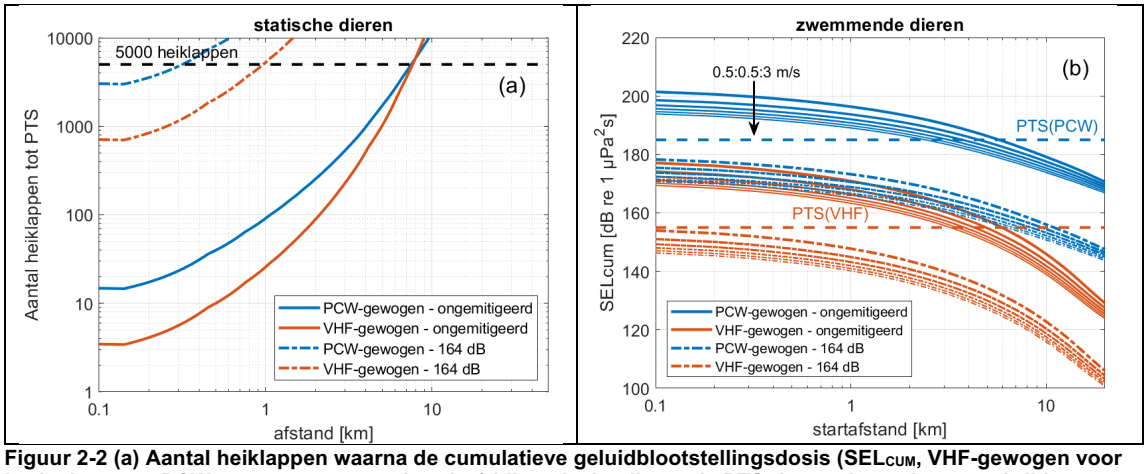
2.2.2 Risico op permanente effecten op het gehoor (PTS)

Om te bepalen of een dier het risico loopt op PTS, is de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend voor de tijd die nodig is om een funderingspaal te slaan. Hierbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerslagenergie tijdens het heien) en het zwemscenario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bevindt wanneer het heien begint. In overeenstemming met Southall et al. (2019) wordt de SEL_{CUM}, gewogen voor de gehoorgevoeligheid van het dier, berekend en vergeleken met een frequentie-gewogen drempelwaarde voor cumulatieve blootstelling aan geluid die resulteert in PTS. Hier wordt de berekening van een *worst case* scenario gepresenteerd, zoals beschreven in het KEC 5.0 rapport voor zeezoogdieren (Tabel 2-1).

Tabel 2-1 Gegevens voor het scenario voor de berekening van de kans op PTS

Parameter	Waarde
Waterdiepte	39 m
Ongewogen breedband SELss (750)	187 dB en 164 dB re 1 μPa^2s geluidnorm
Heiscenario	35 klappen/minuut, 5000 gelijke klappen
Zwemsnelheid	0,5 tot 3 m/s, in stappen van 0,5 m/s

Figuur 2-2 (a) toont de voor het *worst case* scenario berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. De figuur laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich gedurende het heien (5000 heiklappen) op een vaste afstand van de heilocatie bevinden. Bij ongemitigeerd heien treedt dat op tot ~7,5 km voor bruinvissen en zeehonden en voor heien met een geluidnorm van 164 dB tot 0,3 km voor zeehonden en tot 1 km voor bruinvissen).



Figuur 2-2 (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 (- -). Resultaten voor de hier beschouwde *worst case* scenario's (zie Tabel 2-1) voor heien zonder mitigatie en met een SELss(750m) geluidnorm van 164 dB re 1 µPa²s. De gegroepeerde lijnen tonen het effect van de zwemsnelheid (0,5 tot 3 m/s in stappen van 0,5 m/s), waarbij SEL_{CUM} afneemt bij toenemende zwemsnelheid.

Figuur 2-2 (b) laat zien dat ook wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag), er bij ongemitigeerd heien een kans op PTS is voor dieren die zich binnen een straal van 2 tot maximaal 6 km van de paal bevinden. Die kans is aanzienlijk kleiner bij toepassing van een geluidlimiet. Voor heien met een geluidnorm van 164 dB lopen zeehonden en bruinvissen die zich bij aanvang van het heien op 100 m of meer van de heilocatie bevinden geen kans

op PTS, mits ze met meer dan 0,5 m/s wegzwemmen. Dat is een aanzienlijk lagere zwemsnelheid dan de 2 m/s die in het KEC 4.0 rapport is aangenomen, zie Heinis 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 ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee als het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot een geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 164 dB re 1 μPa^2s. Uit aanvullende berekeningen blijkt dat dit ook geldt voor een geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s, of lager (strenger). Deze conclusie is mede het gevolg van het wetenschappelijke inzicht dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren (Southall et al., 2019).

2.2.3 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[6] 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). Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd. Voor het bepalen van het geluidsniveau onderwater als gevolg van het installeren van de funderingen met een trilhamer in plaats van een heihamer is een andere berekening nodig. Deze staat beschreven in § 4.5.

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 geluidniveau *Single Strike Sound Exposure Level* (SELss) goed overeenkomt 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.

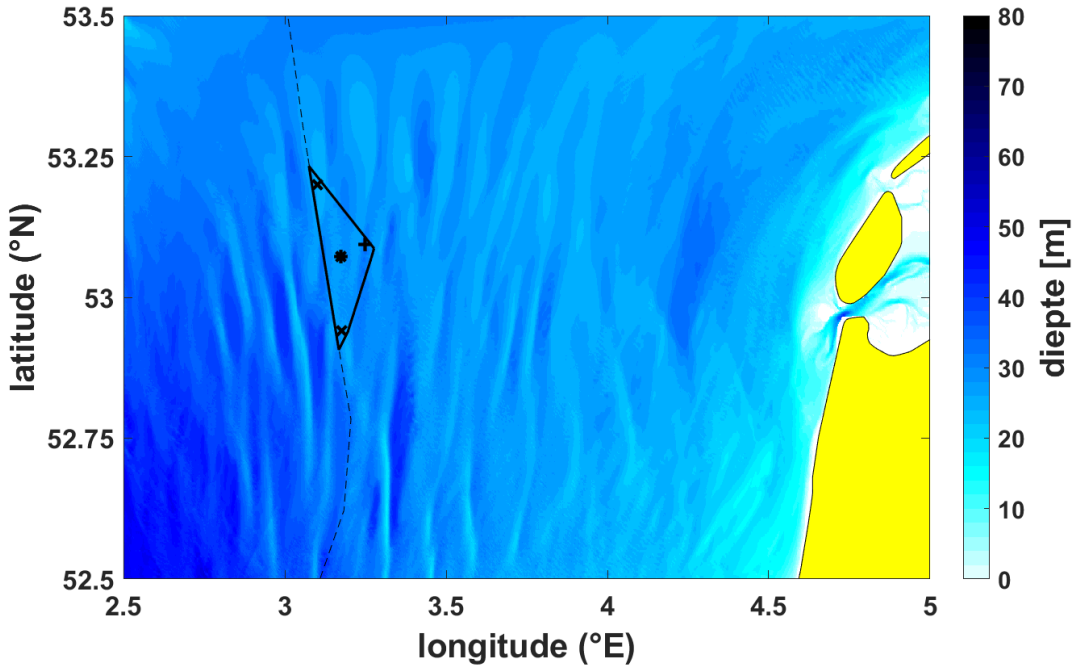
Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn eerder voor (hele) kavel I Nederwiek (zuid) voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-3). Het betreft de locatie die is gebruikt in de berekeningen voor het KEC, een locatie op het diepste punt en locaties in de noordelijke- en zuidelijke punt van het

[6] 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/

gebied. Voor Nederwiek IB zijn geen nieuwe akoestische berekeningen uitgevoerd en is gebruik gemaakt van de resultaten van de eerdere berekeningen (inclusief de resultaten van de in Nederwiek IA gelegen locatie). De locaties waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd, liggen op waterdiepten tussen 27,3 en 33,3 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 geluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. In deze notitie voor Nederwiek (zuid) kavel IB zijn alleen de resultaten van de berekeningen voor de monopaalfunderingen weergegeven, omdat de effecten van het heien hiervan in alle gevallen iets groter zijn en dus een *worst case* weergeven[7]. De uitgangspunten voor de twee monopaalalternatieven zijn samengevat in Tabel 2-2. Voor overige invoergegevens en de resultaten voor tripod- en jacketfunderingen wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

Tabel 2-2 Alternatieven waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal
Aantal palen	1	1
Paaldiameter (m)	9	15
Hamerenergie (kJ)	4000	7000



Figuur 2-3 Begrenzing van het windenergiegebied Nederwiek (zuid) en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (✷), het diepste punt (+) en locaties in de noordelijke en zuidelijke punt van het gebied (x). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet). De streeplijn geeft de grens met het Verenigd Koninkrijk aan.

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is er verder van uitgegaan dat op een dag niet meer dan één turbinefundering wordt geheid. 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 de

[7] 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.

aanleg van windturbines in Nederwiek (zuid) kavel IB spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van een TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens het ruimen van explosieven (detonatie en ADDs).

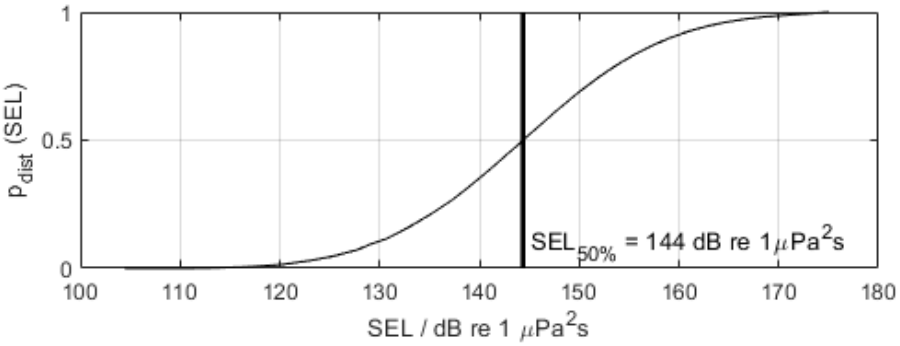
Deze bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de constructie van windturbines in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

2.2.4 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrepons

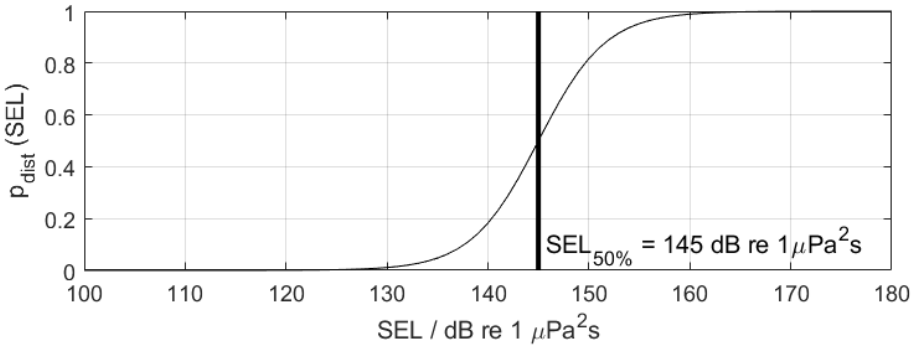
Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons[8] zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een 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.).
Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 en KEC 5.0 is rekening gehouden met de variatie in gedragsrespons door gebruik te maken van een dosis-respons relatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis et al., 2025; 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.

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 hier gebruikte relaties zijn in Figuur 2-4 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. 2022; Heinis & de Jong et al. 2025) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).



[8] 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).

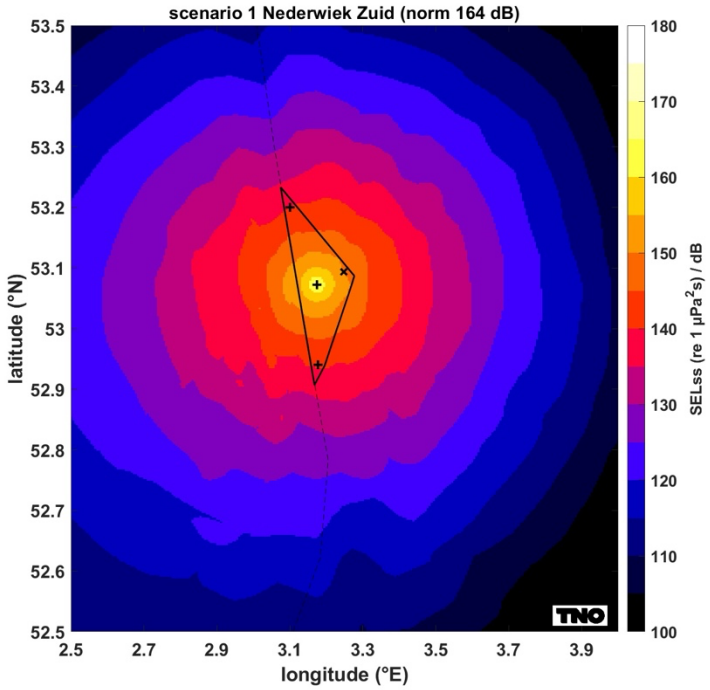


Figuur 2-4 Relaties tussen geluiddosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor 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 & de Jong et al. (2022).

2.2.5 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 2-5. Op grond van de in Figuur 2-4 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 2-5 weergegeven voorbeeld voor het gemitigeerde heien (geluidnorm SELss (750 m) = 160 dB re 1 µPa^{2}s) van een monopaalfundering van een 15 MW turbine op de, op een diepte van 27,3 meter centraal gelegen locatie bedraagt dat 642 km^2 voor bruinvissen en 245 km^2 voor zeehonden. Heien van een monopaalfundering voor een 20 MW turbine op dezelfde locatie en toepassing van dezelfde leidt tot een effectief verstoringsoppervlak van 604 km^2 voor bruinvissen en 219 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 § 2.2.2 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 5.0 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 (Heinis & de Jong et al., 2025).



Figuur 2-5 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie van Nederwiek (zuid) bij het heien van een monopaal-fundering voor een 15 MW turbine bij toepassing van een geluidnorm SELss (750 m) = 164 dB re 1 µPa²s.

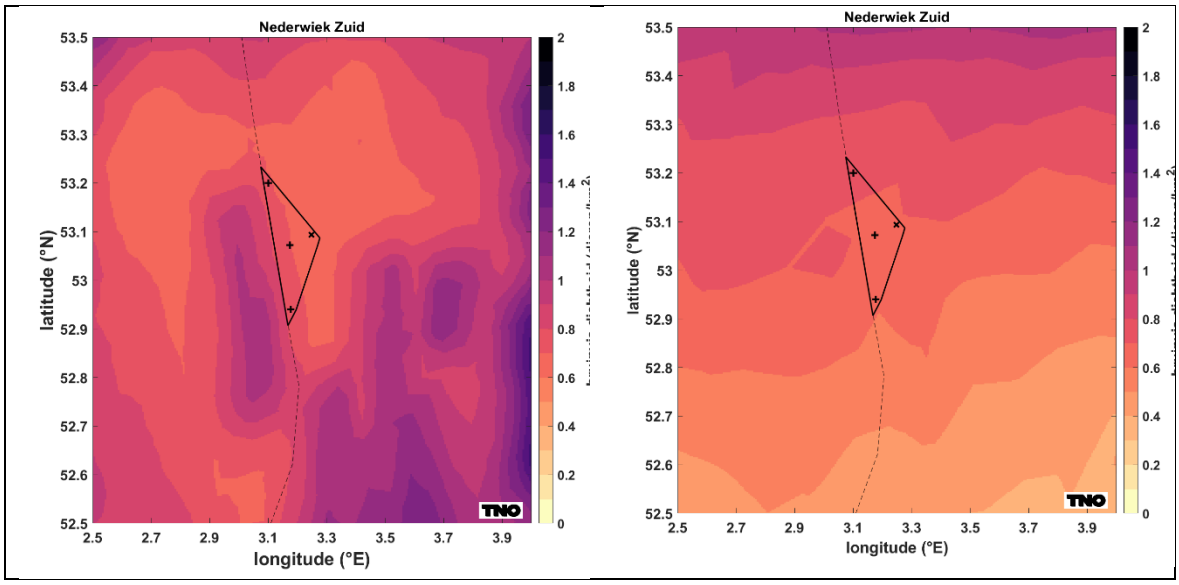
2.2.6 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van de dezelfde verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden als in het KEC 5.0. 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 kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen, waarin de gegevens van de SCANS-III survey (2016) zijn verwerkt, aangevuld met de gegevens van 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 § 4.3 voor verschillen tussen seizoenen). Voor bruinvissen is door Gilles et al. (2025) een nieuwe, op de gegevens van de SCANS-IV survey gebaseerde dichtheidskaart voor bruinvissen gemaakt. Hierin is de bruinvisverspreiding gemodelleerd op basis van de resultaten van vliegtuigtellingen in de zomer van 2022. In Figuur 2-6 is de gemodelleerde dichtheid van bruinvissen in en rond het windenergiegebied Nederwiek (zuid) zowel voor de eerder gebruikte kaart als de nieuwe kaart weergegeven. In de nieuwe kaart is de gemiddelde dichtheid van bruinvissen in het windenergiegebied Nederwiek I ongeveer 12% lager dan in de eerder gebruikte kaart van Gilles et al. (2020) die is gebaseerd op telgegevens over meerdere jaren. Het totale aantal, voor het NCP berekende bruinvissen is in de nieuwe kaart 26% lager dan in de eerder gebruikte kaart, wat het gevolg lijkt te zijn van een noordwaartse verschuiving van het zwaartepunt van de bruinvispopulatie. Het is echter niet zeker in hoeverre de nieuwere kaart op basis van de gegevens van een enkel jaar een representatief beeld geeft van de gemiddelde dichtheid van bruinvissen in de zomerperiode. Momenteel wordt gewerkt aan een nieuwe kaart, waarin resultaten van tellingen over meerdere jaren

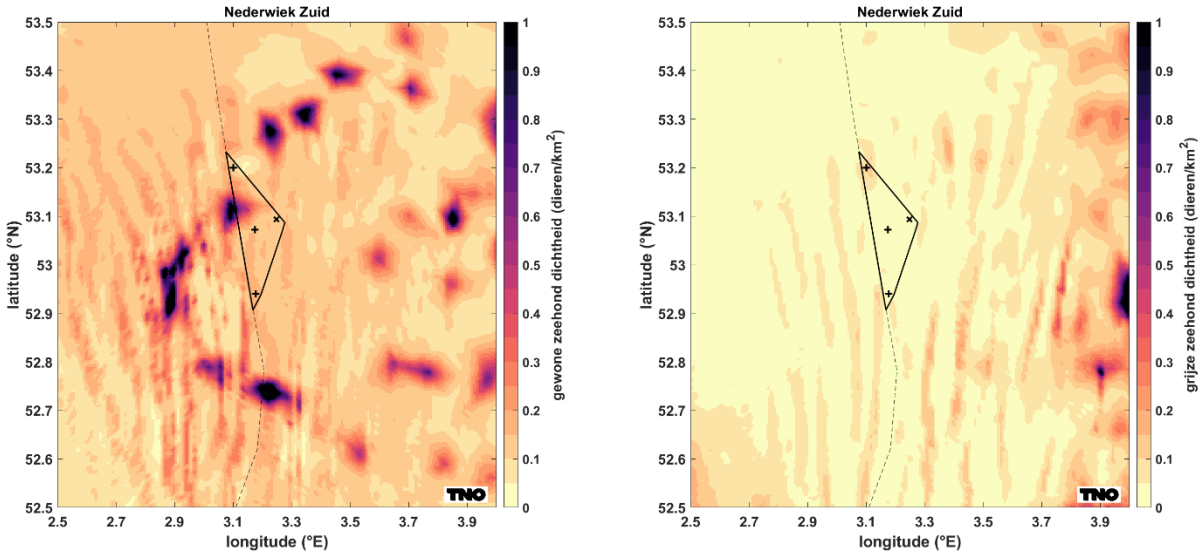
worden verwerkt. Deze kaart komt eind april 2026 beschikbaar en zal de basis vormen voor berekeningen die voor het KEC 6.0 zullen worden uitgevoerd.

Vanwege genoemde onzekerheid over de representativiteit van de nieuwe kaart is voor het MER kavel IB Nederwiek (zuid) uitgegaan van de kaart van Gilles et al. (2020).



Figuur 2-6 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied Nederwiek zuid. Links: door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat samengestelde kaart. Rechts: op basis van SCANS-IV survey (Gilles et al. 2025.

Voor **zeehonden** op het NCP zijn geen recentere kaarten beschikbaar en 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 2-7 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond in- en rond het windenergiegebied Nederwiek I (zuid) (zie § 4.3 voor verschillen tussen seizoenen). Voor zeehonden worden op basis van recentere zendergegevens ook nieuwe dichtheidskaarten gemaakt. Deze zullen naar verwachting eind april 2026 beschikbaar komen, zodat ze kunnen worden gebruikt voor de volgende versie van het KEC.



Figuur 2-7 Maximale lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied Nederwiek (zuid), uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

2.2.7 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 5.0 (Heinis et al., 2025). Ten opzichte van het eerdere KEC 4.0 (Heinis et al., 2022) zijn in het KEC 5.0 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 toepassen van geluidsmitigatie wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (zie § 2.2.2).

Voor het KEC 5.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken volgens de Routekaart 21 GW. Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van versie 6.02 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).

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[9].
Bij de berekeningen voor het KEC 5.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 6.02 van het Interim PCoD model (http://www.smruconsulting.com). Deze versie wijkt niet principieel af van de versie die in het KEC 4.0 is gebruikt.

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren
Met een 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. Het DEPONS model is vanwege de grote verschillen in uitgangspunten moeilijk met het Interim PCoD model te vergelijken (zie Nabe-Nielsen & Harwood, 2016). Resultaten van de modellering met DEPONS leiden dan ook tot andere (lagere) schattingen van effecten op de bruinvispopulatie dan de resultaten met het Interim PCoD model. Dit kan worden afgeleid uit een vergelijking van de resultaten van berekeningen aan een fictief scenario op de internationale Noordzee door Nabe-Nielsen et al. (2018) met de resultaten van het min of meer vergelijkbare KEC 1.0 scenario (Heinis et al., 2015). In het eerste geval werd alleen enig effect berekend als van een onrealistisch grote verstoringsafstand van 200 km werd uitgegaan, terwijl het Interim PCoD model op basis van meer realistische (*worst case*) uitgangspunten een niet verwaarloosbaar effect op de bruinvospopulatie berekende.

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 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. Voor het KEC 4.0 en KEC 5.0 zijn de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.2.6) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat de funderingen 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 elicitation* 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].

[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.

2.3 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.3.1 Principes

De laatste stap 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 mer 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.

In de opeenvolgende KECs is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm 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 2032 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). Eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden worden sinds het KEC 4.0 aan dezelfde ecologische norm getoetst als de norm voor bruinvissen.

In overeenstemming met het KEC 4.0 en KEC 5.0 is voor de aanleg van windparken op zee volgens de Routekaart 21 GW 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 de Nederlandse windparken en de bijbehorende TenneT platforms.

2.3.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windpark

Er zijn voor de aanleg van een windpark in kavel IB van Nederwiek (zuid) geen aparte berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd. Het heeft namelijk niet zo veel zin om mogelijke effecten op de populatie afzonderlijk te berekenen, zonder daarbij de effecten op de populaties van de totale uitrol van windenergie op zee op de internationale Noordzee te beschouwen. In het begin 2025 gepubliceerde KEC 5.0 is een inschatting gemaakt van de cumulatieve effecten van de aanleg van windenergie op zee op zeezoogdieren volgens een internationaal scenario, waarbij voor de Nederlandse windparken is uitgegaan van de Routekaart 21 GW. Voor de beoordeling van de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in kavel IB van windenergiegebied Nederwiek (zuid) wordt op basis van de voor het KEC 5.0 afgeleide relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en populatieafname onderzocht of er een risico bestaat dat het totale ‘budget’ aan dierverstoringsdagen om aan de ecologische norm te voldoen in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart 21 GW wordt overschreden (zie Intermezzo ‘Relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en populatieafname).

Relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en populatieafname
Voor het KEC 5.0 is vanwege onderzoek naar de effecten van verschillende aannames voor ontwikkeling van wind op zee, dosis-effectrelaties en demografische parameters een groot aantal scenario's doorgerekend. Uit onderzoek naar het verband tussen het totale aantal bruinvisverstoringsdagen en de bij de verschillende scenario's berekende populatiereductie blijkt dat bij een gegeven set van demografische parameters het totale aantal bruinvisverstoringsdagen de belangrijkste verklarende factor voor de berekende populatiereductie is. Het verband is bij benadering lineair, dat wil zeggen dat het percentage populatiereductie omgekeerd evenredig met het aantal bruinvisverstoringsdagen toeneemt. Dit maakt het mogelijk om voor een bepaalde ecologische norm (= percentage populatiereductie) het aantal bruinvisverstoringsdagen af te leiden waarbij aan die ecologische norm wordt voldaan. Op grond van de gevonden relatie is berekend dat aan de huidige ecologische norm voor de bruinvispopulatie in het Nederlandse deel van de Noordzee wordt voldaan bij een maximaal aantal van 2,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen. Hierbij is uitgegaan van de actuele inschatting van de demografische parameters voor de bruinvispopulatie (geboortecijfer van 0,34 per jaar).

3 Effecten van aanleg windpark in kavel IB Nederwiek (zuid)

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van een windpark met maximaal 1,15 GW opgesteld vermogen in kavel IB Nederwiek (zuid) in twee alternatieve opstellingen met elk een overplantingsvariant. De berekeningen zijn uitgevoerd voor vier paalposities (Figuur 2-3)[11]. 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 SELss 164 dB (750 m; re 1 μPa^2s). Voor een berekening van de effecten bij toepassing van een lagere geluidsnorm van SELss 160 dB (750 m; re 1 μPa^2s) wordt verwezen naar § 4.2. De mogelijke effecten van de installatie van funderingen voor de windturbines en de TenneT-platforms op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven, inclusief de cumulatie met de andere windparken van de Routekaart 21 GW (§ 3.2.3). § 3.3 bevat een beschrijving van de mogelijke bijdrage van onderwatergeluid door geofysische surveys en ruiming van explosieven in het windenergiegebied en langs de kabeltracés (exportkabels). De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.4, waarna in § 3.5 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Omgevingswet (Ow). In § 3.6 tenslotte is beschreven of en zo ja, in hoeverre grensoverschrijdende effecten zijn te verwachten.

3.2 EFFECTEN VAN HEIGELUID OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

Voor elk van de onderzochte vier locaties in het windenergiegebied Nederwiek (zuid) is een geluidskaart gemaakt en is op basis van de in weergegeven dosis-effectrelaties een effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen berekend. Vervolgens is op basis van de in Figuur 2-6 weergegeven kaarten het aantal binnen dit oppervlak verstoorde bruinvissen op de in § 2.2.6 beschreven wijze berekend. De resultaten van de effectberekeningen voor het heien van funderingen voor de windturbines en (de helft van) het TenneT-platform in kavel IB Nederwiek (zuid) op bruinvissen, gemiddeld over de vier locaties zijn opgenomen in Tabel 3-1. Er is voor de in deze tabel weergegeven rekenresultaten uitgegaan van de verspreidingskaart van Gilles et al. (2020) die ook voor de berekeningen t.b.v. het KEC 5.0 is gebruikt. Voor de resultaten van effectberekeningen op basis van de recentere verspreidingskaart van Gilles et al. (2025) wordt verwezen naar Bijlage 1.

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} = 164 dB re 1 μPa^2s 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 (67 – 76 funderingen) leidt tot ongeveer 1,4 maal zo

[11] Voor de het berekenen van de effecten van de aanleg van een windpark in kavel IB van Nederwiek (zuid) zijn geen nieuwe akoestische berekeningen uitgevoerd. Om recht te doen aan de variatie in diepte en bruinvisdichtheid binnen het gebied zijn de resultaten van de vier eerder geselecteerde locaties gebruikt.

veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 – 57 funderingen). In alle gevallen ligt het aantal dierverstoringsdagen van de verschillende varianten van alternatief 2 onder dat van de varianten van alternatief 1.

- De aanleg van het TenneT-platform levert een beperkte bijdrage van 8 tot 13% aan het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen van heigeluid.
- In vergelijking met de ca. **66 x 10^3** dierverstoringsdagen die voor (de helft van) het windenergiegebied Nederwiek (zuid) in het KEC 5.0 zijn berekend[12], liggen de berekende waarden voor beide alternatieven eronder. De oorzaak voor dit verschil is gelegen in verschillen in de geomorfologie tussen de 4 rekenlocaties (waaronder waterdiepte, zie Figuur 2-3), in combinatie met verschillen in de dichtheid van bruinvissen (0,74 – 0,82 bruinvissen per km^2).

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines en een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) kavel IB voor bruinvissen. De weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het windenergiegebied Nederwiek (zuid), zie Figuur 2-3. Er is van uitgegaan dat een geluidlimiet van SELss 164 dB (750 m, re 1 μPa^2s) wordt toegepast.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km^2)	964 ± 68		903 ± 76	
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)	751 ± 88		704 ± 90	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)				
Turbinefunderingen	50,3 ± 0,7	57,1 ± 0,8	35,2 ± 0,6	40,1 ± 0,7
Funderingen voor TenneT-platform*	6,6 ± 0,3		6,6 ± 0,3	
Totaal dierverstoringsdagen (1000-tallen)	**56,9 ± 0,8**	**63,7 ± 0,8**	**41,8 ± 0,6**	**46,7 ± 0,7**

* Uitgaande van 20 funderingen en een hamerenergie van 2.000 kJ; van het berekende totale effect van de aanleg van een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) is de helft aan kavel IB van Nederwiek (zuid) toegerekend.

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 § 2.2.2).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor elk van de onderzochte 4 locaties in het windenergiegebied Nederwiek (zuid) is een geluidskaart gemaakt en is op basis van de in weergegeven dosis-effectrelaties een effectief verstoringsoppervlak voor zeehonden berekend. Vervolgens is op basis van de in Figuur 2-7 weergegeven kaart het aantal binnen dit oppervlak verstoorde gewone en grijze zeehonden op de in § 2.2.6 beschreven wijze berekend. De resultaten van de effectberekeningen voor het heien van funderingen voor de windturbines en (de helft van) het TenneT-platform in kavel IB Nederwiek (zuid) op gewone en grijze zeehonden, gemiddeld over de 4 locaties zijn opgenomen in Tabel 3-2 en Tabel 3-3.

[12] In de berekeningen voor het KEC 5.0 is voor Nederwiek I uitgegaan van monopaal-funderingen voor 153 turbines van 15 MW (= 15% overplanting) en 16 funderingspalen voor het TenneT platform en toepassing van een geluidnorm van SELss 164 dB (750 m, re 1 μPa^2s).

Tabel 3-2 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines en een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) kavel IB voor gewone zeehonden. De weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het windenergiegebied Nederwiek (zuid), zie Figuur 2-3. Er is van uitgegaan dat een geluidlimiet van SELss 164 dB (750 m, re 1 µPa²s) wordt toegepast.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km²)	461 ± 27		410 ± 33	
Verstoorde dieren per heidag (n)	82 ± 8		73 ± 10	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)				
Turbinefunderingen	5,5 ± 0,1	6,3 ± 0,1	3,7 ± 0,1	4,2 ± 0,1
Funderingen voor TenneT-platform*	0,7 ± 0,3		0,7 ± 0,3	
Totaal dierverstoringsdagen (1000-tallen)	**6,2 ± 0,2**	**7,0 ± 0,2**	**4,4 ± 0,2**	**4,9 ± 0,2**

* Uitgaande van 20 funderingen en een hamerenergie van 2.000 kJ; van het berekende totale effect van de aanleg van een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) is de helft aan kavel IB van Nederwiek (zuid) toegerekend.

Tabel 3-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines en een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) kavel IB voor grijze zeehonden. De weergegeven bandbreedte (gemiddelde ± standaarddeviatie) is gebaseerd op berekeningen voor vier locaties binnen het windenergiegebied Nederwiek (zuid), zie Figuur 2-3. Er is van uitgegaan dat een geluidlimiet van SELss 164 dB (750 m, re 1 µPa²s) wordt toegepast.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km²)	461 ± 27		410 ± 33	
Verstoorde dieren per heidag (n)	17 ± 2		15 ± 2	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)				
Turbinefunderingen	1,2 ± 0,1	1,3 ± 0,1	0,8± 0,1	0,9 ± 0,1
Funderingen voor TenneT-platform*	0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,01	
Totaal dierverstoringsdagen (1000-tallen)	**1,3 ± 0,1**	**1,4 ± 0,1**	**0,9 ± 0,1**	**1,0 ± 0,01**

* Uitgaande van 20 funderingen en een hamerenergie van 2.000 kJ; van het berekende totale effect van de aanleg van een TenneT-platform in Nederwiek (zuid) is de helft aan kavel IB van Nederwiek (zuid) toegerekend.

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 = 164 dB re 1 µPa²s 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 beide zeehondensoorten betreft het jaargemiddeld minder dan 0,1% van de populatie op het NCP; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied Nederwiek zuid 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 1 (67 – 76 funderingen) leidt tot ongeveer 1,5 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 – 57 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 **7,5 x 10^3 en 1,4 x 10^3** dierverstoringsdagen die voor (de helft van) van het windenergiegebied Nederwiek (zuid) voor respectievelijk gewone en grijze zeehonden in het KEC

5.0 zijn berekend[13] liggen de berekende waarden voor kavel IB Nederwiek (zuid) eronder (gewone zeehond) of zijn vergelijkbaar (grijze zeehond). De oorzaak voor de verschillen is gelegen in verschillen in de geomorfologie tussen de 4 rekenlocaties (waaronder waterdiepte, zie Figuur 2-3), in combinatie met lokale verschillen in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden.

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 § 2.2.2).

3.2.3 Cumulatie met windparken van de Routekaart 21 GW

Bruinvissen

De resultaten van de KEC 5.0 berekeningen voor verschillende scenario's maken het mogelijk een rechtlijnig verband af te leiden tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van de aanleg van windparken volgens de Routekaart 21 GW en de afname van de bruinvispopulatie op het NCP. Op grond van deze relatie kon een 'budget' voor het aantal bruinvisverstoringsdagen worden vastgesteld om aan de ecologische norm te voldoen van maximaal 5% afname van de populatie (met een zekerheid van 95%). Van het totale, in het KEC 5.0 berekende budget van 2,3 miljoen (zie tekstkader in § 2.3.2) bruinvisverstoringsdagen zouden ca. 1,7 miljoen door de windparken van de Routekaart 21 GW worden gebruikt (zie Tabel 3-4).

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee door het heien van funderingen voor turbines en TenneT-platforms op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016 – 2031 volgens de Routekaart 21 GW (KEC 5.0 scenario).

Windenergiegebied	Opgesteld vermogen (MW)	Geluidsnorm (SELss dB)	Bruinvis verstoringsdagen (duizenden)
Borssele I, II	752	169	74
Borssele III, IV, V	751	170	82
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	160
Hollandse Kust (noord) V	759	170	97
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	156
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	270
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	142
Nederwiek (zuid) I, 2 kavels van max. 1,15 GW	**2.295**	**164**	**132**
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	313
Doordewind I	2.300	164	166
Hollandse kust (west) VIII	760	164	39
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	71
		Totaal	**1.705**
		Populatiereductie	**3,7%**

Uit de in § 3.2.1 weergegeven resultaten blijkt dat voor de aanleg van een windpark in kavel IB van Nederwiek (zuid) het **maximale** aantal berekende bruinvisverstoringsdagen kleiner is dan de helft van het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor het hele windenergiegebied Nederwiek I (zuid)[14]. Het verschil bedraagt ongeveer 2.300 bruinvisverstoringsdagen. Op het totaal van 1,7 miljoen bruinvisverstoringsdagen die voor de hele Routekaart 21 GW in het KEC 5.0 zijn berekend is dit een zeer beperkte afname: de corresponderende populatiereductie neemt met minder dan 0,01 procentpunt af.

[13] In de berekeningen voor het KEC 5.0 is voor Nederwiek I uitgegaan van monopaal-funderingen voor 153 turbines van 15 MW (= 15% overplanting) en 16 funderingspalen voor het TenneT platform en toepassing van een geluidnorm van SELss 164 dB (750 m, re 1 μPa^2s).

[14] In het windenergiegebied Nederwiek I (zuid) worden twee kavels van elk maximaal 1,15 GW uitgegeven.

De conclusie is dat significante effecten van de heiwerkzaamheden voor de aanleg van windturbines en TenneT-platforms in kavel IB van Nederwiek (zuid) op de bruinvispopulatie voor de onderzochte alternatieven in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart 21 GW zijn uit te sluiten. Er is daarbij van uitgegaan dat tijdens de constructie van windturbines in Nederwiek (zuid) een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s van toepassing is.

Zeehonden

Voor zeehonden is de relatie tussen dierverstoringsdagen en procentuele afname van de populatie in het KEC 5.0 niet opnieuw onderzocht, zoals dat voor bruinvissen wel is gebeurd. Uit de *worst case* berekeningen bleek namelijk dat de effecten van de uitrol van de hele Routekaart 21 GW heel klein zijn. Uiteraard zijn voor het KEC 5.0 wel opnieuw berekeningen uitgevoerd voor de effecten van de Routekaart 21 GW. Voor gewone zeehonden werd voor het Nederlandse deel van de populatie een totale afname van ca. 1,5% berekend en voor grijze zeehonden was dat 1,1% (95% zekerheid). Dit correspondeert met respectievelijk 268 duizend en 118 duizend dierverstoringsdagen (Tabel 3-5).

Uit de in § 3.2.2 weergegeven resultaten blijkt dat voor de aanleg van windparken in kavel IB van Nederwiek (zuid) het maximale aantal berekende dierverstoringsdagen zowel voor gewone als voor grijze zeehonden vergelijkbaar met of kleiner is dan de helft van het aantal dierverstoringsdagen dat in het KEC 5.0 is berekend voor het hele windenergiegebied Nederwiek (zuid). Het verschil bedraagt voor gewone en grijze zeehonden respectievelijk een afname van ongeveer 600 en een toename van minder dan 50 dierverstoringsdagen. Op het totaal van 268.000 en 118.000 dierverstoringsdagen die in cumulatie voor de windparken van de Routekaart 21 GW in het KEC 5.0 zijn berekend is dit een zeer beperkt verschil.

De conclusie is dat significante effecten van de heiwerkzaamheden voor de aanleg van windturbines en TenneT-platforms in kavel IB van Nederwiek (zuid) op de populaties van gewone en grijze zeehonden voor de onderzochte alternatieven in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart 21 GW zijn uit te sluiten. Er is daarbij van uitgegaan dat tijdens de constructie een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s van toepassing is.

Tabel 3-5 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de zeehonden populaties op het NCP in de periode 2016 – 2031 volgens de Aanvullende Routekaart 2030 (KEC 5.0 scenario).

Windenergiegebied	Opgesteld vermogen (MW)	Geluidsnorm (SELss dB)	Dierverstor. dagen (duizendtallen)	
			Gewone zeehond	Grijze zeehond
Borssele I, II	752	169	18,2	6,7
Borssele III, IV, V	751	170	34,9	4,1
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	16,8	40,2
Hollandse Kust (noord) V	759	170	40,7	26,3
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	12,6	8,2
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	18,1	9,2
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	11,7	6,7
Nederwiek (zuid) I	**2.295**	**164**	**15,1**	**2,8**
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	21,4	4,3
Doordewind I	2.300	164	32,7	3,5
Hollandse kust (west) VIII	760	164	2,1	1,1
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	43,6	4,5
Totaal dierverstoringsdagen			**268**	**118**
Populatiereductie			**1,5%**	**1,1%**

3.3 EFFECTEN VAN ANDERE GELUIDSBRONNEN

3.3.1 Geofysische surveys

Voorafgaand aan de aanleg van windparken en tracés voor de exportkabels wordt geofysisch onderzoek uitgevoerd om de bodemgesteldheid in kaart te brengen en de aanwezigheid van niet-geëxplodeerde munitie uit de Tweede wereldoorlog (UXO, *unexploded ordnance*) te identificeren. De tijdens de geofysische surveys gebruikte apparatuur produceert onderwatergeluid wat tot verstoring van zeezoogdieren kan leiden. In het kader van het KEC 5.0 is voor bruinvissen en zeehonden een inschatting gemaakt van de mogelijke effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2032 (plangebieden) en rond de geplande tracés voor de zeekabels (zie bijlage 2 voor de uitgangspunten). 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. Voor het KEC 5.0 is ingeschat dat het totaal aantal door surveys veroorzaakte bruinvisverstoringsdagen voor de aanleg van alle windparken van de Routekaart 21 GW, inclusief de exportkabels ongeveer 17% van het totaal aantal voor heien berekende bruinvisverstoringsdagen bedraagt. Voor de gewone en grijze zeehonden is dit respectievelijk 5% en 7% van het aantal dierverstoringsdagen als gevolg van heigeluid. Omdat de surveysignalen sterk afwijken van die van heigeluid en omdat het een bewegende geluidsbron betreft, zijn deze gegevens niet meegenomen in de berekening van de effecten op de populaties.

De resultaten van de berekeningen voor het hele windenergiegebied Nederwiek (zuid) zijn hier uit het KEC 5.0 overgenomen (Tabel 3-6). Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 2.

Tabel 3-6 Dierverstoringsdagen door geofysische surveys voor het hele windenergiegebied Nederwiek (zuid)

	Dierverstoringsdagen (duizendtallen)		
	Bruinvis	Gewone zeehond	Grijze zeehond
Plangebied	6,2	0,23	0,05
Kabeltracés (exportkabels)	13,1	0,41	0,07
Totaal	**31,1**	**0,63**	**0,12**
T.o.v. heigeluid (KEC 5.0 locatie)	**24%**	**4,1%**	**4,3**

3.3.2 Ruimen van explosieven

Voorafgaand aan de bouw van offshore windparken moet het bouwgebied worden vrijgemaakt van niet-ontplofte munitie (UXO), zoals vliegtuigbommen en zeemijnen die zijn overgebleven uit de Tweede Wereldoorlog. De mogelijke effecten van deze ruiming op zeezoogdieren zijn in voor het KEC 5.0 onderzocht. Op basis van de resultaten van die berekeningen is voor het windenergiegebied Nederwiek (zuid) een inschatting gemaakt van de mogelijke effecten.

De explosieven worden geruimd door ze op zee te laten ontploffen (detonatie). De explosie leidt tot zodanige schok- en geluidsgolven in het water dat bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid bevinden acute effecten (fysieke schade ten gevolge van een akoestisch trauma) kunnen ondervinden met sterfte tot gevolg. Bij dieren die zich verder van de bron bevinden, kunnen de geluiden permanente effecten op het gehoor (PTS) veroorzaken. Om deze effecten zoveel mogelijk te beperken, wordt in de huidige praktijk gedurende 30 minuten voorafgaand aan de detonatie een *Acoustic Deterrent Device* (ADD) aangezet, wat ervoor zorgt dat dieren die zich in de nabijheid van de geluidsbron bevinden, worden weggejaagd. Er is in de berekeningen van uitgegaan dat dit bij het ruimen van explosieven in Nederwiek (zuid) ook het geval zal zijn.

Voor het KEC 5.0 is een inschatting van de effecten voor het grotere UXO-onderzoeksgebied Nederwiek gemaakt (986 km^2). Het plangebied voor Nederwiek (zuid) beslaat daarvan ongeveer 28%. Uit de berekeningen blijkt dat de kans dat bruinvissen een akoestisch trauma oplopen klein is (minder dan 1 individu), maar dat 5 gewone zeehonden en 1 grijze zeehond een dergelijk risico lopen. Bij ongeveer 133 bruinvissen zou een permanent (niet dodelijk) effect op het gehoor kunnen optreden (PTS), maar dit risico is verwaarloosbaar voor zeehonden. Het aantal bruinvissen dat PTS zou kunnen oplopen, kan met 90% worden gereduceerd (13 bruinvissen) door de ADD 30 minuten langer van tevoren aan te zetten (totaal 60 minuten).

Tijdens het wegzwemmen als gevolg van het geluid van de ADD worden dieren in hun normale gedrag verstoord. Dit heeft extra dierverstoringsdagen boven op de dierverstoringsdagen door heien en geofysische surveys tot gevolg. Voor bruinvissen is dit ongeveer 2% van het aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van heien en voor gewone en grijze zeehonden is dit minder dan 0,1% van het aantal zeehondverstoringsdagen als gevolg van heigeluid. De vergelijking met de dierverstoringsdagen die voor heien zijn berekend is alleen gemaakt om te illustreren dat de verstoring door de UXO ruimingen kleiner is. De dierverstoringsdagen zijn niet direct vergelijkbaar. De verstoring door de inzet van de ADD's is bijvoorbeeld veel korter: 30 minuten ten opzichte van ongeveer 2 uur voor de heiactiviteiten (en een aangenomen verstoringsduur van 6 uur).

3.4 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

3.4.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariën Nederlandse Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-7).

Tabel 3-7 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 kavel IB Nederwiek (zuid) 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

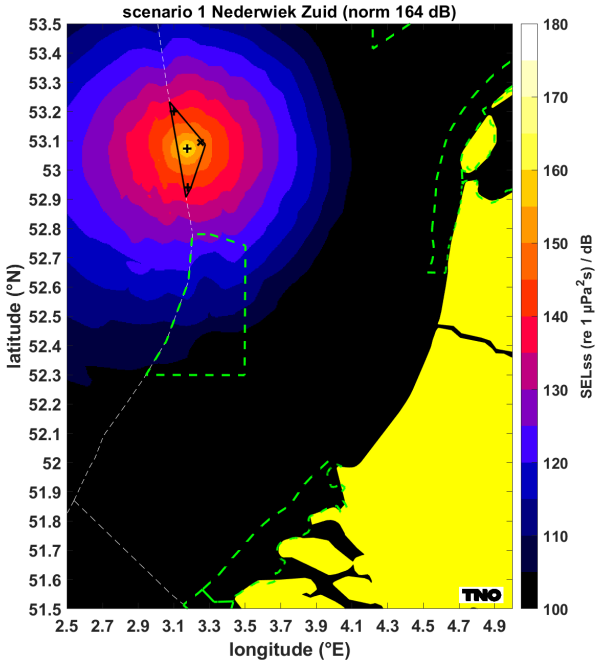
foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

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 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.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.2 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-7 weergegeven Natura 2000-gebieden.

3.4.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in kavel IB Nederwiek (zuid) op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De door heigeluid (met een impacthammer) veroorzaakte verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen en zeehonden (Figuur 3-1). 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 3-1 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie van Nederwiek (zuid) bij het heien van een monopaal-fundering voor een 15 MW turbine bij toepassing van een geluidnorm SELss (750 m) = 164 dB re 1 µPa²s in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. In het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank gelden geen instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen en zeehonden (zie Tabel 3-7).

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte alternatieven is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in kavel IB Nederwiek (zuid) boven (de helft van) het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied 1 (zuid) in het KEC 5.0 is berekend. Gecumuleerd met de effecten van de andere windparken van de Routekaart

21 GW wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen van 1,7 miljoen als gevolg van de aanleg van de windparken van de Routekaart 21 GW niet overschreden. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 5.0 berekend dat significante gevolgen op de bruinvispopulatie 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**.

3.4.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat kavel IB Nederwiek (zuid) 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 (effectief) verstoorde en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 426 km^2 voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (894 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.

Of en zo ja, de overschrijding van de in het KEC 5.0 berekende aantal dierverstoringsdagen significante gevolgen heeft voor de populaties van gewone en grijze zeehonden en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is beschreven in § 3.2.3. Uit de analyse blijkt dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken van de Routekaart 21 GW voor de zeehonden populaties zijn **uit te sluiten.** 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 kavel IB Nederwiek (zuid) boven (de helft van het van) het aantal uitkomt dat voor het hele windenergiegebied Nederwiek (zuid) in het KEC 5.0-scenario is berekend. In alle onderzochte scenario's is het aantal dierverstoringsdagen lager of vergelijkbaar. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking zijn daarom ook uit te sluiten**.

3.5 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in kavel IB Nederwiek (zuid) 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 Besluit activiteiten leefomgeving (Bal).

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, als door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. In § 3.4.2 is beschreven dat de afname met grote zekerheid niet meer dan 5% zal bedragen. De GSI is daarom niet in het geding.

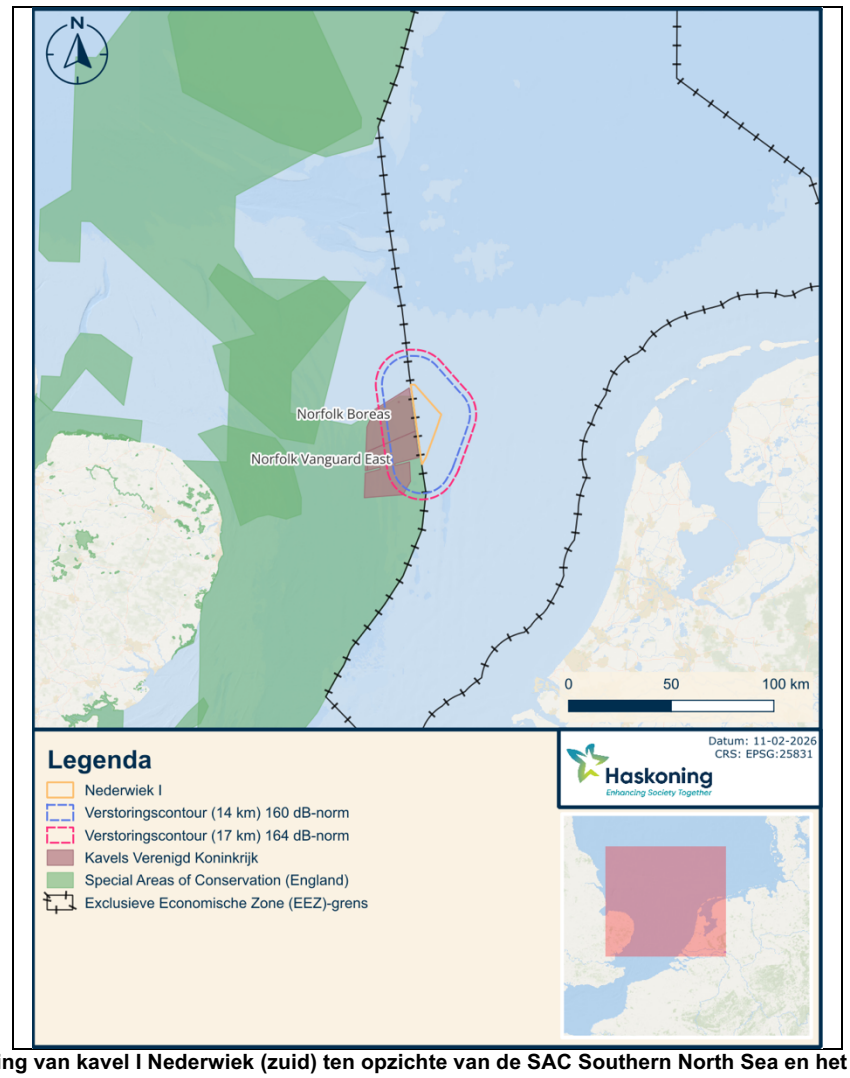
3.6 GRENSOVERSCHRIJDENDE EFFECTEN

De westzijde van het plangebied voor kavel I van Nederwiek (zuid) ligt op de grens met het Verenigd Koninkrijk en grenst daarmee ook aan een Special Area of Conservation (SAC), Southern North Sea (Figuur 3-2). SACs zijn vergelijkbaar met Natura 2000-gebieden en zijn aangewezen voor habitattypen

en soorten. De Southern North Sea is in 2019 aangewezen voor bruinvissen. Het is met een totale oppervlakte van 36.951 km^2 het grootste gebied dat voor bruinvissen is aangewezen[15].

Voor het gebied geldt een behoudsdoelstelling voor de bruinvis die als volgt is geformuleerd[16]:

> "To ensure that the integrity of the site is maintained and that it makes the best possible contribution to maintaining Favourable Conservation Status (FCS) for Harbour Porpoise in UK waters
> In the context of natural change, this will be achieved by ensuring that:
> 1. Harbour porpoise is a viable component of the site;
> 2. There is no significant disturbance of the species; and
> 3. The condition of supporting habitats and processes, and the availability of prey is maintained."



Figuur 3-2 Ligging van kavel I Nederwiek (zuid) ten opzichte van de SAC Southern North Sea en het tijdens de constructie van Kavel IA en IB door impulsief geluid verstoorde oppervlak.

Verstoring door onderwatergeluid als gevolg van een project of plan wordt als significant beoordeeld als het bruinvissen verdrijft uit:

- Meer dan 20% van het voor bruinvissen relevante gebied op enige dag, en

[15] https://jncc.gov.uk/our-work/southern-north-sea-mpa/
[16] https://data.jncc.gov.uk/data/206f2222-5c2b-4312-99ba-d59dfd1dec1d/SouthernNorthSea-conservation-advice.pdf

- Meer dan gemiddeld 10% van het voor bruinvissen relevante gebied gedurende een seizoen.

Tijdens de constructie van een windpark in kavel I Nederwiek (zuid) zal een deel van het door geluid verstoorde oppervlak overlappen met de Southern North Sea. Er is daarom (in Natura 2000-termen) sprake van directe externe werking. De overlap bedraagt maximaal ca. 800 km als wordt uitgegaan van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt uitgegaan. Dit is 2,1% van de totale oppervlakte van de SAC. Significante effecten via externe werking zijn daarmee uit te sluiten.

Cumulatie met effecten van de aanleg van windparken buiten het NCP
De meest nabijgelegen buitenlandse parken zijn Norfolk Boreas en Norfolk Vanguard. Wanneer de aanleg van turbines in deze Britse parken tegelijk plaatsvindt met de aanleg van de turbines van kavel IB Nederwiek (zuid), is mogelijk sprake van overlap in tijd en ruimte van verstoring door onderwatergeluid. Kavel IB Nederwiek (zuid) zal naar verwachting in de periode 2027-2028 wroden aangelegd.

Omdat dat het windpark Norfolk Boreas in 2027 operationeel zou moeten zijn, zijn de heiwerkzaamheden in alle waarschijnlijkheid afgerond voordat de aanleg van kavel IB Nederwiek (zuid) start (Memija, 2023). Er is dus geen sprake van overlap in tijd, waardoor er geen sprake zal zijn van cumulatieve effecten. Naar verwachting vindt aanleg van Norfolk Vanguard in 2027 en 2028 plaats (Power Technology news, 2025), waardoor overlap in tijd met de aanleg van kavel IB Nederwiek (zuid) kan ontstaan. Norfolk Vanguard stelt dat bij de aanleg maximaal 5% van de referentie populatie in een seizoen wordt verstoord (Lean & Sherwood, 2018). Verstoring door heigeluid tijdens de aanleg van kavel IB Nederwiek (zuid) leidt tot een maximale overlap met de Southern North Sea van 2,1% (zie hiervoor). Zelfs wanneer de aanleg van beide parken volledig tegelijkertijd plaatsvindt, is de maximale verstoring minder dan 10% van het voor bruinvissen relevante gebied gedurende een seizoen. Significant negatieve gevolgen kunnen dus ook in cumulatie worden uitgesloten.

4 Maatregelen voor verdere reductie van effecten

4.1 INLEIDING

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van een windpark in kavel IB Nederwiek (zuid). Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van het windpark een geluidnorm wordt opgelegd van SELss (750 m) = 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 ecologische 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 5.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permament threshold shift*) niet zullen optreden (zie ook § 2.2.2).

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 te beperken door minder turbines op te stellen of door op één dag meerdere funderingen te installeren of
4. Een andere, minder geluid producerende installatietechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

In de volgende paragrafen wordt hier nader op ingegaan.

4.2 BEPERKEN VAN DE OPPERVLAKTE VERSTOORD GEBIED

Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door: het opleggen van een strengere geluidnorm waardoor ontwikkelaars ertoe worden aangezet de propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.). Met (een combinatie van) de huidige beschikbare technieken is een maximale reductie van 18 – 22 dB haalbaar. Met nieuw ontwikkelde technieken zou een verdere geluidreductie van 6 – 12 dB mogelijk zijn. Het is echter niet duidelijk welke totale reductie kan worden bereikt door een combinatie van een dergelijke systemen met een heimantel en bellenschermen (zie verder Heinis et al., 2023).

Voor kavel IB Nederwiek (zuid) is berekend wat de effecten op zeezoogdieren zouden zijn als een lagere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s wordt opgelegd. Een vergelijking van de

effecten bij verschillende geluidsnormen, weergegeven als dierverstoringsdagen, is opgenomen in Tabel 4-1. Door het opleggen van een strengere geluidnorm (mits deze kan worden gehaald) is een reductie van het aantal dierverstoringsdagen van zo'n 35% (bruinvissen) tot 50% (zeehonden) te bereiken.

Tabel 4-1 Aantal dierverstoringsdagen (1000-tallen) als gevolg van het heien van turbinefunderingen in kavel IB Nederwiek (zuid) en beperking van het geluid door toepassen van geluidsnormen van SELss (750) = 164 en 160 dB re 1 µPa²s.

		Alternatief			
		15 MW turbines		20 MW turbines	
		164 dB (SELss)	160 (SELss)	164 (SELss)	160 (SELss)
Bruinvis	Basis	50,3 ± 0,7	32,7 ± 0,5	35,2 ± 0,6	22,7 ± 0,4
	+15%	57,1 ± 0,8	37,1 ± 0,5	40,1 ± 0,7	25,9 ± 0,4
Gewone zeehond	Basis	5,5 ± 0,1	2,8 ± 0,1	3,7 ± 0,1	1,8 ± 0,1
	+15%	6,3 ± 0,1	3,2 ±0,1	4,2 ± 0,1	2,1 ± 0,1
Grijze zeehond	Basis	1,2 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,4 ± 0,1
	+15%	1,3 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,5 ± 0,1

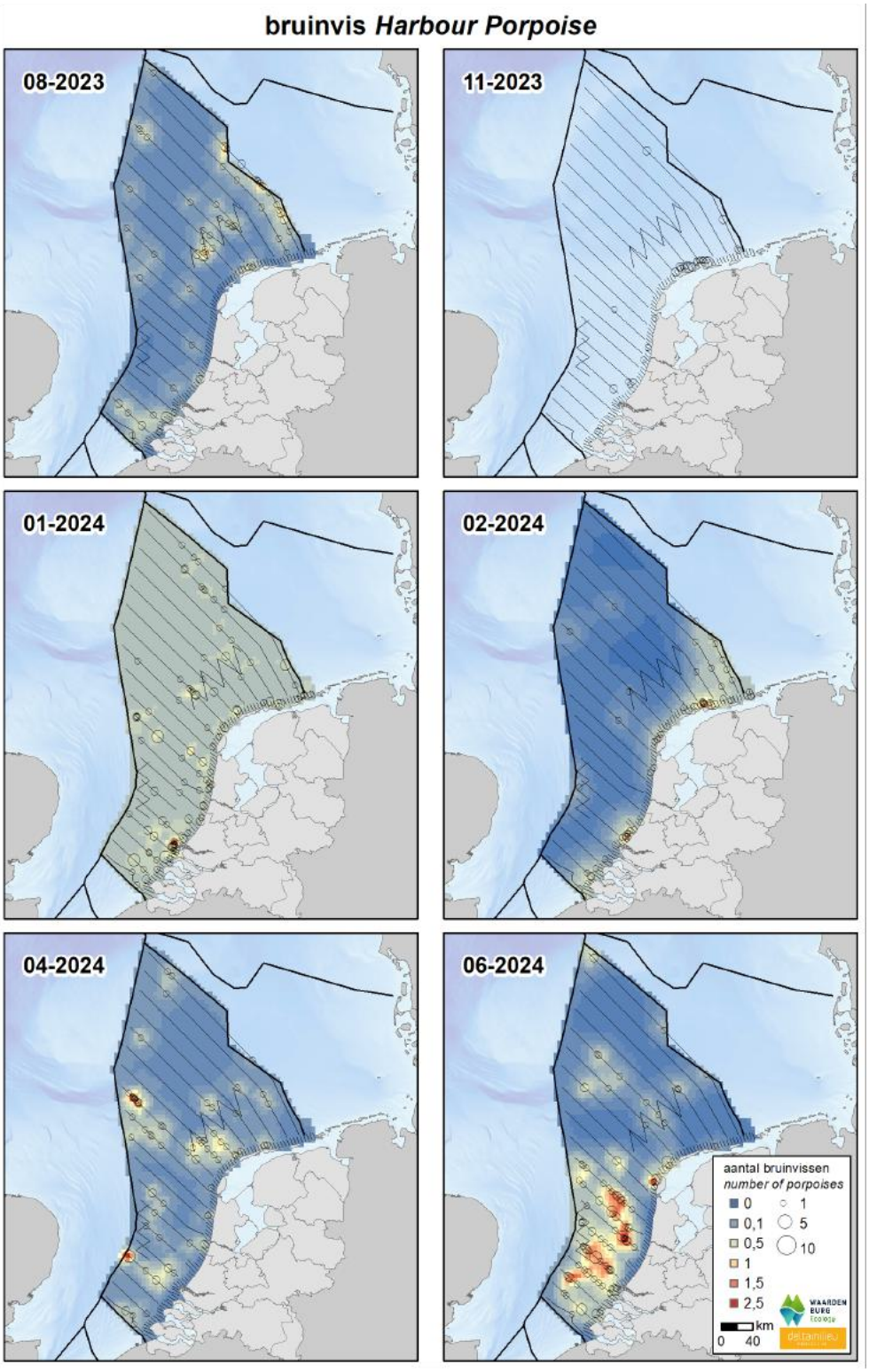
4.3 AANLEG VAN HET WINDPARK IN PERIODE MET LAGE DICHTHEID ZEEZOOGDIEREN

Voor het KEC 5.0 is voor **bruinvissen**, net als in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de 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 informatie over habitatgeschiktheid. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2020) 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 Nederwiek (noord) ligt, de gemiddelde dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden erna (Figuur 4-1).



Figuur 4-1 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen in de periode 1991 – 2016. Naar: Soldaat & Poot (2020).

De gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien. Het is niet bekend of de door Soldaat & Poot (2020) onderzochte periode representatief is voor de periode erna. De gegevens lenen zich bovendien niet voor het doen van uitspraken over seizoenverschillen in de bruinvisdichtheid op het niveau van specifieke windenergiegebieden. Resultaten van tellingen in het kader van MWTL door van Bemmelen et al. (2024) laten zien dat de lokale variatie in bruinvisdichtheid op de Noordzee groot kan zijn (Figuur 4-2). Vanwege deze onzekerheden is het waarschijnlijk niet mogelijk om bij de aanleg rekening te houden met seizoensverschillen in het voorkomen en de dichtheid van bruinvissen.



Figuur 4-2 Verspreiding van bruinvissen tijdens zes vliegtuigtellingen in 2023 – 2024 op het NCP (van Bemmelen et al., 2024). De waarnemingen zijn weergegeven met stippen en als geïnterpoleerde dichtheden (bruinvissen per km^2) in kleur.

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoenverschillen 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 dat niet gedaan, maar is conform de berekeningen voor het KEC 5.0 *worst case* uitgegaan van het jaarmaximum rond de heilocaties. In Tabel 4-2 is als voorbeeld voor alternatief 1 (windturbines van 15

MW) het per kwartaal en over de 4 locaties gemiddelde aantal per heidag verstoorde zeehonden weergegeven en vergeleken met het maximale aantal waarvan in de berekeningen is uitgegaan. Voor beide soorten is de dichtheid het laagst in de eerste 6 maanden van het jaar.

Tabel 4-2 Variatie in het aantal per dag door heigeluid verstoorde gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied Nederwiek (zuid) voor windturbines van 15 MW en een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa²s (gemiddelden per kwartaal).

n / km²	jan mrt	apr jun	jul sep	okt dec	Maximum
gewone zeehond	10	23	42	29	82
grijze zeehond	11	12	15	13	17

4.4 BEPERKEN VAN HET AANTAL DAGEN WAAROP WORDT GEHEID

4.4.1 Minder, maar grotere turbines

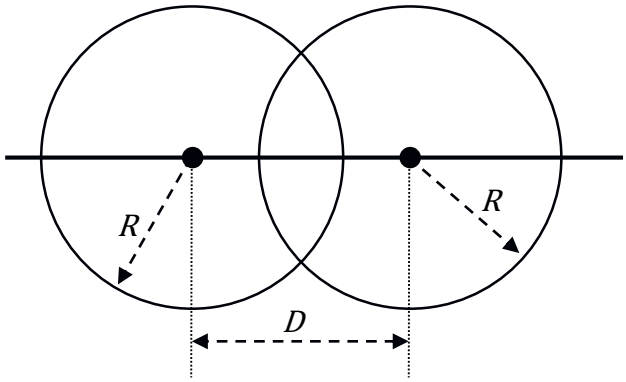
Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines (met een grotere paaldiameter) is per turbinefundering een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met Tabel 3-3). 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).

4.4.2 Gelijktijdig heien van funderingen – voorbeeldberekening voor bruinvissen

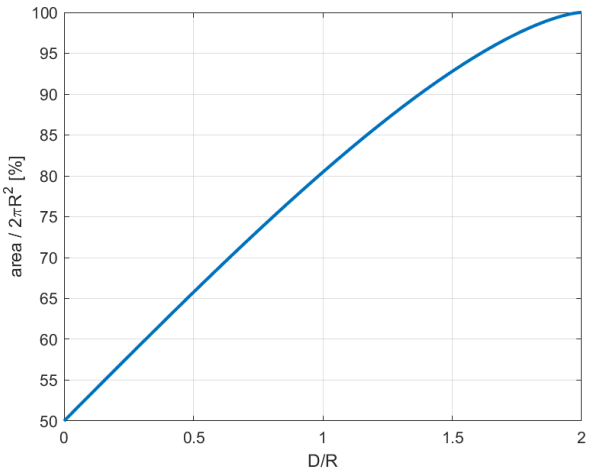
Zoals in de vorige paragraaf 4.4.1 is beschreven, is totaal aantal bruinvisverstoringsdagen sterk afhankelijk van het aantal heidagen. Het aantal bruinvisverstoringsdagen zou kunnen worden gereduceerd door het installeren van meerdere palen per dag, mits er sprake is van voldoende overlap van de verstoring van de bruinvissen in plaats en tijd. Voor het KEC 5.0 is een voorbeeldberekening gemaakt voor de mogelijk reductie in het aantal bruinvisverstoringsdagen die daarmee kan worden bereikt. Deze is hier overgenomen.

In de KEC-berekeningen is aangenomen dat een bruinvisverstoringsdag overeenkomt met een periode van 6 uren per dag waarin de bruinvis niet kan foerageren. Daarbij is niet expliciet onderscheid gemaakt tussen een ononderbroken periode of een totaal van meerdere verstoringsperiodes. Uitgaand van gelijktijdig heien (binnen de periode van 6 uren overlappende heiwerkzaamheden), geldt zodoende voor de dieren die door beide palen verstoord worden slechts één verstoringsdag. De maximale SELss ten gevolge van het heien van een enkele paal is ook bij simultaan heien een realistische maat voor de blootstelling. In theorie zouden twee pulsen precies kunnen samenvallen, waardoor bruinvissen aan een hogere SEL worden blootgesteld (max. 3 dB meer), maar overlap in blootstelling aan heiklappen van twee palen zal niet vaak voorkomen vanwege de korte duur van een enkele heiklap (minder dan 0,5 s) en de zeer kleine kans dat beide pulsen daarbij even sterk zijn. De kans dat dieren bij gelijktijdig heien aan een hoger geluidsniveau worden blootgesteld, is daarom te verwaarlozen.

Een schatting van de orde van grootte van de reductie van het totaal aantal verstoorde bruinvissen kan worden gemaakt door aan te nemen dat het verstoringsgebied rond de palen een cirkel is met effectieve straal R (Figuur 4-3). Het overlapgebied tussen de cirkels rond twee heilocaties op afstand D (voor $D \leq 2R$) is $2R^2 \cos^{-1}\left(\frac{D}{2R}\right) - \frac{1}{2}D\sqrt{4R^2 - D^2}$. Zonder overlap ($D > 2R$) is het totale verstoringsoppervlak rond de twee palen $2\pi R^2$, bij volledige overlap ($D = 0$) wordt het totale verstoringsoppervlak gehalveerd tot πR^2. Figuur 4-4 toont het effect van de afstand tussen twee heilocaties op het totale verstoorde gebied, als de palen (middelpunten van de verstoringscirkels) dicht bij elkaar staan en er overlap is in verstoringsgebieden.



Figuur 4-3 Overlap tussen twee effectieve verstoringsgebieden (straal R, afstand D)



Figuur 4-4: Genormaliseerde totale oppervlakte van twee cirkels met straal *R* met een afstand *D* tussen hun middelpunten

Aannemend dat de dichtheid van de dieren uniform is over het oppervlak van de twee verstoringscirkels, dan zal het aantal dierverstoringsdagen door het heien van twee palen volgens deze vereenvoudigde analyse dus met 20% gereduceerd worden wanneer die twee palen gelijktijdig worden geheid op een afstand gelijk aan de afstand waarover dieren verstoord worden (D/R=1), en met 65% wanneer de afstand tussen de palen half zo groot is (D/R=0,5).

Een nauwkeuriger schatting van de reductie van het aantal verstoorde dieren door gelijktijdig heien kan worden gemaakt door de overlap te bepalen in berekende kaarten van het aantal verstoorde dieren voor de twee heilocaties (elk berekend door de dichtheidskaart te vermenigvuldigen met de kaart van de kans op verstoring op basis van het berekende geluidveld). Daarvoor zou het geluidveld voor meerdere locaties per windpark moeten worden berekend.

4.5 TOEPASSEN VAN ALTERNATIEVE INSTALLATIETECHNIEKEN

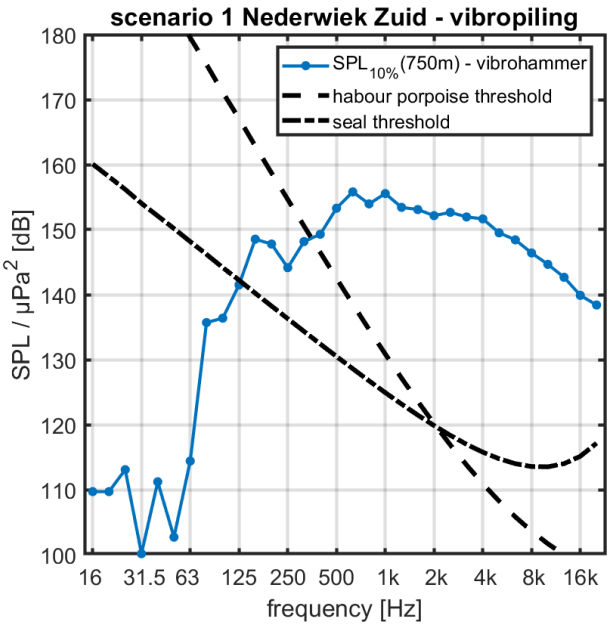
Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). De afgelopen jaren zijn verschillende alternatieven voor de tot nu toe gebruikte hydraulische heihamers op kleine schaal getest. De meeste ervaring is opgedaan met trilhamers, die in tegenstelling tot de gangbare heihamers continu geluid produceren. Van deze hamers is de beschikbaarheid van gegevens over de geproduceerde geluidniveaus en over de effecten daarvan op zeezoogdieren zeer beperkt.

In het joint industry project *Sustainable Installation of XXL Monopiles* (SIMOX)[17] wordt onderzoek gedaan naar de toepasbaarheid van trilhamers voor het installeren van monopalen voor offshore windturbines. Op basis daarvan is in 2023 in opdracht van RWS-WVL een notitie opgesteld voor berekening cumulatieve effecten van continue onderwatergeluid op bruinvissen (de Jong, 2023). De beschreven aanpak is in grote lijnen overgenomen in het KEC 5.0 (Heinis et al., 2025). Vanwege een gebrek aan bruikbare meetgegevens is daarbij vooralsnog uitgegaan van metingen aan het onderwatergeluid bij het trillen van een trospaal in de Rotterdamse Beneluxhaven. Schaling van deze meetgegevens naar de afmetingen van palen en hamers voor offshore windturbines werd op dat moment een bruikbare voorzichtige eerste schatting geacht. Onlangs zijn door Bellmann et al. (2024) meetgegevens gerapporteerd van het onderwatergeluid bij het trillen van monopalen in het Duitse KASKASI II windpark. Deze bevestigen dat de in de notitie van de Jong (2023) voorgestelde schatting van het onderwatergeluid leidt tot een overschatting van het onderwatergeluid bij voor bruinvissen en zeehonden relevante frequenties.

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 (201). 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 4-5 toont de resulterende drempelwaarden in relatie tot geschatte onderwatergeluidniveaus voor paaldiameters van ca. 10 tot 15 m[18]. Deze figuur laat ook zien dat het geschatte geluid op 750 m van de paal de verstoringsdrempels ruim overschrijdt.

[17] https://grow-offshorewind.nl/project/simox

[18] Voor het installeren van turbinefunderingspalen met een doorsnede van 10 tot 15 m wordt momenteel gedacht aan toepassing van trilhamers met een excentrisch moment in de orde van 2500 tot 3000 kg m. vanwege het indicatieve karakter van de berekeningen is van de maximale waarde van 3000 kg m uitgegaan en is bij gebrek aan preciezere informatie geen onderscheid gemaakt tussen verschillende paaldiameters.



Figuur 4-5 Spectrum van het geschatte geluidniveau op 750 m van de paal bij toepassing van een trilhamer met een excentrisch moment van 3000 kg m op de centrale locatie in Nederwiek zuid, 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).

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).

Tabel 4-3 bevat een samenvatting van de berekende oppervlakten voor bruinvissen en zeehonden verstoord gebied bij gebruik van een trilhamer met een excentrisch moment van 3000 kg m en het aantal verstoorde dieren per dag in het windenergiegebied Nederwiek (zuid). Corresponderende verstoringsafstanden zijn 13 ± 2 km en 6 ± 1 km voor respectievelijk bruinvissen en zeehonden. De getoonde verstoringsoppervlakken zijn zowel voor bruinvissen als voor zeehonden (aanzienlijk) kleiner dan de oppervlakte door gemitigeerd heien met een hydraulische impacthamer verstoord gebied. Als wordt uitgegaan van het toepassen van een geluidnorm van SELss (750m) = 164 dB re 1 µPa^{2}s zijn voor de 20 en 15 MW turbines verstoorde oppervlakten berekend van respectievelijk 903 tot 964 km^2 voor bruinvissen en 410 tot 461 km^2 voor zeehonden (zie Tabel 3-1 t/m 3-3).

Tabel 4-3 Over 4 locaties gemiddeld verstoringsoppervlak (± standaarddeviatie) en aantal verstoorde dieren per dag bij gebruik van een trilhamer met een excentrisch moment van 3000 kg m.

	Bruinvis	Gewone zeehond	Grijze zeehond
Verstoringsoppervlak [km²]	526 ± 134	369 ± 82	369 ± 82
Verstoorde dieren per dag	401 ± 129	7,4 ± 2,3	1,5 ± 0,5

Onderstaande Tabel 4-4 geeft voor de verschillende alternatieven het aantal dierverstoringsdagen weer als gevolg van het (ongemitigeerd) intrillen van turbinefunderingen. Voor alle drie de soorten geldt dat in vergelijking met de berekende dierverstoringsdagen voor kavel IB van Nederwiek (zuid) als gevolg van heien met een impacthamer de waarden door trillen in alle gevallen aanzienlijk lager zijn.

Tabel 4-4 Schatting van de gevolgen van het (ongemitigeerd) intrillen van turbinefunderingen in kavel IB Nederwiek (zuid) bruinvissen en zeehonden in vergelijking met de gevolgen van heien met een impacthamer en toepassen van een geluidnorm van SELss (= 164 dB re 1 μPa^2s.

Dierverstoringsdagen (1000 tallen)		Alternatief 1		Alternatief 2	
		67 x 15 MW	76 x 15 MW	50 x 20 MW	57x 20 MW
Bruinvis	Trillen	26,9 ± 1,1	30,5 ± 1,1	20,0 ± 0,9	22,8 ±1,1
	Heien	50,3 ± 0,7	57,1 ± 0,8	35,2 ± 0,6	40,1 ± 0,7
Gewone zeehond	Trillen	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1
	Heien	5,5 ± 0,1	6,3 ± 0,1	3,7 ± 0,1	4,2 ± 0,1
Grijze zeehond	Trillen	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
	Heien	1,2 ± 0,1	1,3 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,1

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 het onderwatergeluid door het heien van funderingspalen 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 meer vertrouwen in 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.

- Het onderwatergeluid door het trillen van funderingspalen kan nog niet goed gemodelleerd worden. In dit rapport wordt daarom een voorstel gedaan voor het schatten van dat onderwatergeluid op basis van beperkt beschikbare meetgegevens. Lopende *joint-industry* projecten zoals SIMOX[19] en SIMPLE-III[20] zijn gericht op het verzamelen van meer meetgegevens en waar mogelijk verder ontwikkelen van modellen.

- Ook voor het onderwatergeluid door geofysische surveys en UXO ruimingen is de modellering door een gebrek aan meetgegevens slechts beperkt gevalideerd en daardoor onzeker. Verzamelen en analyseren van meetgegevens is essentieel voor het reduceren van de onzekerheid.

Kwantificeren van verstoring/gedragsverandering

- Voor de berekeningen voor het KEC 5.0 is voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door heigeluid uitgegaan van een *worst case* dosis-effect relatie. In de berekeningen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid van de blootgestelde dieren als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de dieren gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. Dat blijkt bijvoorbeeld uit blootstellingsstudies zoals Kastelein et al. (2022). Voor effecten op het gehoor (PTS) wordt wel gebruik gemaakt van frequentieweging, op grond van Southall et al. (2019). De waargenomen verstoring van bruinvissen bij de aanleg van de Borssele windparken werd echter niet beter voorspeld door de frequentie-gewogen SELss dan door de ongewogen SELss (de Jong et al., 2023). Daardoor is besloten om vooralsnog de beoordeling op grond van de ongewogen SELss te handhaven. In de berekeningen wordt er ook geen rekening mee gehouden dat heigeluid minder 'impulsief' wordt met toenemende afstand van de heilocatie, waardoor het

[19] https://grow-offshorewind.nl/project/simox

[20] https://grow-offshorewind.nl/project/silent-installation-of-monopiles-iii-simple-iii

geluid mogelijk minder verstorend wordt. Bovendien wordt geen rekening gehouden met maskering van heigeluid door het achtergrondgeluid in de zee. Dat draagt bij aan onzekerheid in de schatting van de kans op verstoring op grotere afstanden van de heilocatie. De effecten van frequentieweging, afnemende impulsiviteit en maskering zouden in blootstellingsstudies zoals Kastelein et al. (2022) onderzocht kunnen worden.

- Er is ook onzekerheid over het effect van verstoring in relatie tot het dag-nacht ritme van de dieren. In PAM-studies is een dag/nacht en getijde-afhankelijke activiteit van bruinvissen aangetoond, waarschijnlijk veroorzaakt door foerageren (De Jong et al., 2023). In de berekeningen wordt nu geen rekening gehouden met eventuele variatie van de gevoeligheid voor verstoring over de tijd van de dag.

- De in deze studie toegepaste dosis-effect relaties voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door het onderwatergeluid van het trillen van funderingspalen en van geofysische surveys en UXO-ruimingen zijn geschat op basis van de zeer beperkt beschikbare gegevens en beoordeling door experts. Monitoring van onderwatergeluid en reacties van dieren bij toekomstige projecten is gewenst ter validatie en of verdere ontwikkeling van deze relaties.

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen is 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 (Sveegaard et al., 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. (2024) voor een 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.

- De recentere, op basis van de SCANS-IV survey gebaseerde verspreidingskaart voor bruinvissen van Gilles et al. (2025) toont een afname van het aantal bruinvissen op de zuidelijke Noordzee ten opzichte van de eerdere, voor de berekeningen in het KEC 4.0 en KEC 5.0 gebruikte verspreidingskaart (zie § 2.2.6). Het is niet zeker of dit een trendmatige verandering is. Een nieuwe, op meerdere jaren gebaseerde dichtheidskaart zal eind april 2026 beschikbaar komen. Deze zal bij de berekeningen voor het KEC 6.0 worden gebruikt.

- Voor zeehonden zijn wel gegevens beschikbaar over seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar daar is in de KEC 5.0 berekeningen geen rekening mee gehouden. Voor een realistische modellering zou daarvoor ook meer informatie beschikbaar moeten zijn over de verspreiding van de aanleg van de windparken over de seizoenen. In de berekeningen wordt ook geen rekening gehouden 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. In berekeningen voor het KEC 5.0 is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is. Sinds 2021 wordt echter een gestage afname van de populatie gezien (Brasseur & Aarts, 2024). In hoeverre sprake is van een afnemende trend is nog niet duidelijk.

Vertalen van effecten op individuele dieren naar effecten op de populatie

- 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 geen realistische aanname. 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?

- 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* voor bruinvissen is door de experts gebruik gemaakt van resultaten van berekeningen met een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld *state-of-the-art* energiebudget model. Inmiddels is een dergelijk energiebudget model ook in iPCoD+DEB geïntegreerd. De eerste berekeningen met dat nieuwe model voorspellen, in tegenstelling tot het op *expert elicitation* gebaseerde iPCoD 6.0 model geen significante reductie van de bruinvispopulatie door het KEC 5.0 scenario. Vooralsnog wordt deze uitkomst nog als te weinig conservatief gezien. De vraag is bijvoorbeeld of bij het vervangen van de expert opinies door een energiebudgetmodel alle voor de gezondheid van de dieren relevante effecten worden meegenomen. Het verdient aanbeveling om te onderzoeken bij welk aantal verstoringsdagen het iPCoD+DEB model wel effect op de populatie voorspelt. In het iPCoD+DEB model maakt het ook uit op welk moment in het jaar en hoeveel dagen achter elkaar de dieren verstoord worden. Het verdient aanbeveling om nader te onderzoeken hoe de planning van de heiwerkzaamheden het effect op populatie beïnvloedt. Met de ontwikkelaars van iPCoD+DEB moet ook nader gekeken worden naar de validiteit van de gekozen modelparameters (zoals de kwetsbare perioden voor de verschillende leeftijdsklassen, en de geboorte- en sterftecijfers). Ook de implementatie van dichtheidsafhankelijkheid (toenemende beschikbaarheid van voedsel bij een afnemende populatieomvang) behoeft nader onderzoek.

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 5.0, 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) de home range van bruinvissen kan 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 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*. De keuze voor een relatief grote *vulnerable subpopulation* (in de berekeningen voor bruinvissen gelijk aan de totale Noordzeepopulatie) reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

- 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., 2018) te combineren met een dynamisch energie budget (DEB). 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., 2018). 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 ALTERNATIEVE HEITECHNIEKEN EN FUNDERINGSTYPEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Voor andere technieken dan heien en trillen, waaronder GDP(*gentle driving of piles*), *vibrojetting*, *jetting* en *EQ-piling*, zijn nog niet of nauwelijks gegevens beschikbaar over het onderwatergeluid. Deze technieken zijn mogelijk stiller dan het nu toegepaste heien. In het SIMPLE-III (*silent installation of monopiles*) project is voor 2025 een offshore test van *vibrojetting* gepland waarbij onderwatergeluid gemeten zal worden. Ørsted claimt een 'dramatische reductie' van geluidniveaus bij test van hun nieuwe *jetting* technologie bij de aanleg van het Gode Wind park in Duitsland, maar gegevens daarover zijn nog niet beschikbaar.
- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder *tripod*- en *jacket*-funderingen, *gravity based* funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. Voor de constructie van windparken op het NCP wordt er tot nu toe uitgegaan dat de turbines op monopaal-funderingen 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 (3 of 4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopaal-fundering. Op basis van Brandt et al. (2028) en Graham et al. (2019) is er echter van uitgegaan dat het heien van één tripod- of jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan een dag duurt. Het aantal dierverstoringsdagen neemt daarom niet toe.

5.3 OPERATIONEEL ONDERWATERGELUID VAN WINDTURBINES

- Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart laag is (Tougaard et al., 2020; Bellmann et al., 2023).

5.4 ONDERWATERGELUID VAN SCHEPEN

- 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). 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 recente Duitse review-studie (Bellmann et al., 2023) wordt voorzichtig geconcludeerd dat door windpark-gerelateerde scheepvaart mogelijk tot een beperkte toename van het onderwatergeluid in het windpark kan leiden, maar dat de toename daarbuiten beperkt is, zeker voor windparken nabij scheepsroutes. In het DEMASK[21] project wordt nader onderzoek gedaan naar het in kaart brengen van het onderwatergeluid in en rond operationele windparken.

5.5 ONDERWATERGELUID BIJ ONTMANTELING VAN DE WINDPARKEN

- 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.

[21] https://www.interregnorthsea.eu/demask

6 Referenties

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

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.

Bellmann, M., P. Remmers, M. Brüers & J. Poppitz, 2024. *Abschlussbericht VISSKA - Messung und Modellierung von Vibrationsrammschall.* Oldenburg: ITAP.

Bellmann, M., T. Müller, K. Scheiblich, & K. Betke, 2023. Experience report on operational noise - Cross-project evaluation and assessment of under-water noise measurements from the operational phase of offshore wind farms. itap report no. 3926, funded by the German Federal Maritime and Hydrographic Agency, funding no. 10054419.

Benhemma-Le Gall, A., P. Thompson, N. Merchant, N., & I. Graham, 2023. Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. Environmental Impact Assessment Review, 103(107271).

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, 2024. Briefrapportage KEC zeehonden. WMR.

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.

Crocker, S., Fratantonio, F., Hart, P., Foster, D., O'Brien, T., & Labak, S. (2019). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical Survey Systems. IEEE Journal of Oceanic Engineering, 44(3), 796-813.

De Jong, C. & A. von Benda-Beckmann, 2018. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals. report TNO 2017 R11238.

De Jong, C., 2023. Calculation of the number of porpoises potentially disturbed by offshore vibropiling noise. The Hague: TNO memo 2023 M12655. Opgehaald van https://www.noordzeeloket.nl/en/@286645/notitie-berekening-cumulatieve-effecten-continue/

De Jong, C., F.-P. Lam, S. von Benda-Beckmann, T. Oud, S. Geelhoed, T. Valina, . . . & R. Snoek, 2023. Analysis of the effects on harbour porpoises from the underwater sound during the construction of the Borssele and Gemini offshore wind farms. TNO 2022 R12205.

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., H. Verdaat & T. Wilkes, 2022. Effect of electromagnetic fields generated by Borssele export cables in harbor porpoise acoustic activity. Wageningen Marine Research. Report C067/22.

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.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2018. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.

Gilles, A., Authier, M., Pigeault, R., Ramirez-Martinez, N., Benoit, V., Carlström, J., . . . P. Hammond, 2025. Spatial models of cetacean density in European Atlantic waters based on SCANS-IV summer 2022 survey data. Final report published 14 May 2025.

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).

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.

Graham, I. M., Pirotta, E., Merchant, N. D., Farcas, A., Barton, T. R., Cheney, B., . . . Thomson, P. M. (2017). Responses of bottlenose dolphins and harbor porpoises to impact and vibration piling noise during harbor construction. Ecosphere, 8(5). doi:10.1002/ecs2.1793

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.

Halvorsen, M., & K. Heaney, 2018. Propagation characteristics of high-resolution geophysical surveys: open water testing. Sterling (VA): U.S. Deparrtment of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. Prepared by CSA Ocean Sciences Inc. OCS Study BOEM 2018-052.

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., 2023. Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie. Memo HWE, 6 april 2023.

Heinis, F., C. de Jong & M. Broeren, 2023. Aanleg van windparken in IJmuiden Ver en Nederwiek I. Beperken van onderwatergeluid en haalbaarheid van geluidsnormen. Rapport Pondera Revisie 3.0.

Heinis, F., C. de Jong, & S. von Benda-Beckmann, 2025. KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. The Hague: TNO 2025 R10477.

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., 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.

Hermans, A. & B. Schilt, 2024. Literatuurstudie elektromagnetische velden. Notitie Witteveen+Bos, referentie 139194/24-000.862.

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., de Jong, C. A., Tougaard, J., Helder-Hoek, L., & L.N. Defillet, 2022. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (Phocoena phocoena) Depend on the Frequency Content of Pile-Driving Sounds. Aquatic Mammals, 48(2), 97-109.

Kastelein, R., Helder-Hoek, L., Kommeren, A., Covi, J., & R. Gransier, 2018. Effect of pile-driving sounds on harbor seal (Phoca vitulina) hearing. J. Acoust. Soc. Am., 143(6), 3583-3594.

Kastelein, R., Hoek, L., Gransier, R., Rambags, M., & N. Claeys, 2014. Effect of level, duration, and inter-pulse interval of 1–2 kHz sonar signal exposures on harbor porpoise hearing. J.Acoust.Soc.Am., 136(1), 412-422.

Kastelein, R., Hoek, L., Gransier, R., Rambags, M., & N. Claeys, 2014. Effect of level, duration, and inter-pulse interval of 1–2 kHz sonar signal exposures on harbor porpoise hearing. J.Acoust.Soc.Am., 136(1), 412-422.

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.

Kirschvink, J., 1990. Geomagnetic sensitivity in cetaceans: un update with live stranding records in the United States. In J. Thomas, & R. Kastelein (Red.), Sensory abilities in Cetaceans (pp. 639 – 649.). New York: Plenum Press.

Klinowska, M., 1990. Geomagnetic Orientation in Cetaceans: Behavioural Evidence. In J. Thomas, & R. Kastelein (Red.), Sensory Abilities of Cetaceans. NATO ASI Series, vol 196. Boston: Springer.

Lean, R. & R. Sherwood (2018). Environmental Statement Chapter 12 Marine Mammals Norfolk Vanguard Offshore Wind Farm (PB4476-005–012). Royal HaskoningDHV.

Leemans, J.J. & R.C. Fijn, 2024. Observations of harbour porpoises in offshore wind farms. Final report. Report 23-495. Waardenburg Ecology, Culemborg.

Li, J., Liu, K., Zhang, L., Liu, C., Pei, Y., & Liu, B. (2024). On electro-acoustic characteristics of a marine broadband sparker for seismic exploration. Journal of Oceanology and Limnology, 42(3), 760-771.

Lippert, S., Nijhof, M., & T. Lippert, 2018. COMPILE II – A Benchmark of Pile Driving Noise Models against Offshore Measurements. *Proc. Inter-noise.* Chicago.

Maxwell, S.M., F. Kershaw, C.C. Locke, C, 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).

Memija, A. (2023, January 12). Allseas to Install Norfolk Boreas Substation. Offshore Wind. https://www.offshorewind.biz/2023/01/12/allseas-to-install-norfolk-boreas-substation/

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 LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.

Moffet, M., & R. Mellen, 1977. Model for parametric acousitic sources. J.Acoust.Soc.Am., 325-337.

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.

Nabe-Nielsen, J., van Beest, F., Grimm, V., Sibly, R., Teilmann, J., & P. Thompson, 2018. Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. Conservation Letters, 12563. doi:10.1111/conl.12563

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.

NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

Pace, F., Robinson, C., Lumsden, C., & S. Martin, 2021. Underwater Sound Sources Characterisation Study, Energy Island, Denmark. JASCO Applied Sciences (Deutschland) GmbH, Document 02539.

Pigeault, R., A. Ruser, N.C. Ramirez-Martinez, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, D.A. Nachtsheim, T. Schaffeld, S. Sveegaard, U. Siebert & A. Gilles, 2024. Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea. Mar. Poll. Bull. 208 (2024) 116925.

Potlock, K.M., A.J. Temple & P. Berggren, 2023. Offshore construction using gravity-based foundations indicates no long-term impacts on dolphins and harbour pospoise. Marine Biology 170.92.

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.

Power Technology news. (2025, January 16). Norfolk offshore wind zone advances with full notice to proceed. Power Technology. https://www.power-technology.com/news/norfolk-offshore-wind-zone/f

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.

Rose, A., Brandt, M., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., . . . W. Piper, 2019. Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2*).* Husum: BioConsult.

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.

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.

Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.

Southall, B., Nowacek, D., Bowles, A., Senigaglia, V., Bejder, L., & P. Tyack, 2021. Marine mammal noise exposure: Assessing the severity of marine mammals behavioural responses to human noise. Aquatic Mammals*,* 47(5).

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.

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.

Teilmann, J., O. Damsgaard Henriksen, J. Carstensen, & H. Skov, 2002. Monitoring effects of offshore windfarms on harbour porpoises using PODs (porpoise detectors). Denmark: NEI-DK-4692.

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.

Van Beest F.M., J. Teilmann, L. Hermannsen, A. Galatius, L. Mikkelsen, S. Sveegaard, J. Dalgaard Balle, R. Dietze & J. Nabe-Nielsen, 2018. Fine-scale 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.

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 Bemmelen, R.S.A., J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, M. Collier, Y. van der Horst, G. Jenniskens, K. Kuiper, J. Leemans, M. Pattikawa, M. Sluijter, K.D. van Straalen, P.A. Wolf & R.C. Fijn, 2024. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2023 – 2024. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 24.42. Waardenburg Ecology & Deltamilieu Projecten, Culemborg.

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.

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, 2023 – BEREKENINGEN ONDERWATERGELUID KAVEL IB NEDERWIEK (ZUID)

Los bijgevoegd

BIJLAGE 2 MODELLERING GEOFYSISCHE SURVEYS

Deze bijlage is vrijwel ongewijzigd overgenomen uit het KEC 5.0 rapport voor onderwatergeluid (Heinis et al., 2025).

Geofysische surveys worden uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van UXO's te identificeren. Dat gebeurt met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De survey signalen wijken sterk af van heigeluid. De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn sub-bottom profilers, sparkers en het USBL positioneringssysteem voor de side-scan sonars.

Scenario voor geofysische surveys

Voor de aanleg van een offshore windpark worden diverse geofysische surveys uitgevoerd. In overleg met RVO en Tennet is hiervoor het volgende representatieve scenario opgesteld:

1) Globale survey van de zeebodem in het gebied van het toekomstig windmolenpark
   - Uitvoering circa 5 jaar voor aanleg van het park
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *multi channel sparker* tot geluidverstoring kan leiden.
2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, de platforms (offshore high voltage stations; OHVS) en van de infield kabels die de turbines met de platforms verbinden.
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *sub-bottom profiler* tot geluidverstoring kan leiden.
   - Typische uitgevoerd 1 à 2 jaar voor aanleg park. Hierbij gaan we uit van 1 jaar voor de aanleg.
   - Tijdens deze survey worden ook obstakels en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's) gedetecteerd. UXO's worden in hetzelfde jaar geruimd.
3) Route survey van het kabeltracé van windzoekgebied naar land
   - Het betreft een globale survey van het tracé van windzoekgebied naar land.
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *multi channel sparker* tot geluidverstoring kan leiden.
   - Typisch uitgevoerd 4 jaar voor aanleg van het park.
   - Tijdens deze survey worden ook obstakels en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's) gedetecteerd. UXO's worden in hetzelfde jaar geruimd.
4) UXO survey van het kabeltracé
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *sub-bottom profiler* tot geluidverstoring kan leiden.
   - Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het park
5) Pre-lay survey van het kabeltracé
   - Het betreft een gedetailleerde survey van kabeltracé en platformlocatie.
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *sub-bottom profiler* tot geluidverstoring kan leiden.
   - Typisch uitgevoerd 1 jaar voor aanleg van het park
6) Post-lay survey van het kabeltracé
   - Het betreft een gedetailleerde survey van het kabeltracé.
   - Voor deze surveys wordt aangenomen dat vooral gebruik van een *sub-bottom profiler* tot geluidverstoring kan leiden.
   - Typisch uitgevoerd in het jaar van de aanleg van het park

Overzichten van de wind/zoekgebieden en kabeltracés zijn weergegeven in Bijlagetabel 2.1 en 2.2.

Bijlagetabel 2.1. Door o.a. TenneT aangeleverd scenario voor gesurveyd oppervlakte en aantal surveydagen voor de geofysische surveys van de zoekgebieden voor Nederlandse windparken.

Zoekgebied	Jaar van aanleg	Oppervlakte (km^2)	Aantal survey dagen	Survey snelheid (km^2/dag)
Borssele Kavel III	2019	61	6	10,2
Borssele Kavel IV	2019	61	6	10,2
Borssele Kavel I	2020	56	6	9,3
Borssele Kavel II	2020	56	6	9,3
Borssele Kavel V	2021	1	0.1	10,0
Hollandse Kust Zuid Kavel I	2021	52	5	10,4
Hollandse Kust Zuid Kavel II	2021	52	5	10,4
Hollandse Kust Noord Kavel V	2022	94	9	10,4
Hollandse Kust Zuid Kavel III	2022	54	5	10,8
Hollandse Kust Zuid Kavel IV	2022	54	5	10,8
Hollandse Kust West Kavel VI & VII	2025	140	14	10,0
IJmuiden Ver Gamma	2027	200	76	2,6
IJmuiden Ver Alpha & Beta	2027	400	40	10,0
Nederwiek Noord	2028	730	140	5,2
Nederwiek Zuid	2028	200	50	4,0
Doordewind Kavel I	2029	600	150	4,0
Hollandse Kust West Kavel VIII	2029	70	7	10,0
Ten Noorden van de Waddeneilanden	2029	70	7	10,0
Doordewind Kavel II*	2030	730	73	10
Lagelander*	2031	400	40	10
Gebied 6/7 deelgebied 1*	2033	600	60	10

*Niet in de planperiode van het KEC 5.0 aangelegd, maar mogelijk al wel geofysische survey van het zoekgebied.

Bijlagetabel 2.2 Geschatte waarde van de lengte van de kabeltracés van de transformatorplatforms tot het land, en het bijbehorende oppervlak van de geofysische survey van elk kabeltracé.

			Oppervlakte survey (km^2)			
Platform	Type	Lengte tracé (km)	Route (sparker)	UXO (SBP +USBL)	Pre-lay (SBP +USBL)	Post-lay (SBP +USBL)
Borssele (Kavel I, II) – Alpha	220 kV AC	61,0	73,2	9,8	6,1	3,7
Borssele (Kavel III, IV, V) - Beta	220 kV AC	67,5	81,0	10,8	6,8	4,1
Hollandse Kust Zuid - Alpha	220 kV AC	42,2	50,6	6,8	4,2	2,5
Hollandse Kust Zuid - Beta	220 kV AC	33,8	40,6	5,4	3,4	2,0
Hollandse Kust Noord	220 kV AC	33,4	40,1	5,3	3,3	2,0
Hollandse Kust West - Alpha	220 kV AC	69,0	82,8	11,0	6,9	4,1
Hollandse Kust West - Beta	220 kV AC	65,1	78,1	10,4	6,5	3,9
IJmuiden Ver Alpha	525 kV DC	164,0	164,0	13,1	8,2	4,9
IJmuiden Ver Beta	525 kV DC	146,8	146,8	11,7	7,3	4,4
IJmuiden Ver Gamma	525 kV DC	157,0	157,0	12,6	7,9	4,7
Nederwiek Zuid (Kavel I)	525 kV DC	205,2	205,2	16,4	10,3	6,2
Nederwiek Noord (Kavel II)	525 kV DC	203,8	203,8	16,3	10,2	6,1
Nederwiek Noord (Kavel III)	525 kV DC	285,0	285,0	22,8	14,3	8,6
Ten Noorden van de Waddeneilanden *	220 kV AC	100,0	120,0	16,0	10,0	6,0
Hollandse Kust West (Kavel VIII) *	220 kV AC	75,0	90,0	12,0	7,5	4,5
Doordewind Kavel I *	525 kV DC	180,0	180,0	14,4	9,0	5,4
Doordewind Kavel II *,**	525 kV DC	180,0	180,0	14,4	9,0	5,4
Doordewind Kavel III *,**	525 kV DC	215,0	215,0	17,2	10,8	6,5
Lagelander *,**	525 kV DC	150,0	150,0	12,0	7,5	4,5

* Ingeschat door het KEC team
** Niet in de planperiode van het KEC 5.0 aangelegd, maar mogelijk al wel geofysische survey van het zoekgebied.



Bijlagefiguur 2.1 Routekaart met kabelroutes (https://windopzee.nl/onderwerpen/wind-zee/viering-routekaart-2023/)

Het aantal surveydagen voor de kabeltracés is afhankelijk van de afstand tot het land en van het type kabelverbinding (AC of DC), en is geschat op basis van de volgende aannamen:

3) Route survey: 1000 m breed voor 2 GW (525 kV DC) en 1200 m voor de 700 MW (220 kV AC) projecten.
   - 2 km^2 per dag als snelheid door de vrij grote lijnafstand.
4) UXO survey: 80 m breed rondom elke kabel. Dus voor 2 GW is dat 1 × 80 m en voor 700 MW 2 × 80 m.
   - Snelheid 0,3 km^2 per dag (kleine lijnafstand).
5) Pre-lay survey: 50 m breed rondom elke kabel. Dus voor 2 GW is dat 1 × 50 m en voor 700 MW 2 × 50.
   - Snelheid 0,3 km^2 per dag (kleine lijnafstand).

6) Post-lay surveys: 30 m breed rondom elke kabel. Dus voor 2 GW is dat 1 × 30 m en voor 700 MW 2 × 30.
    - Snelheid 0,3 km^2 per dag (kleine lijnafstand).

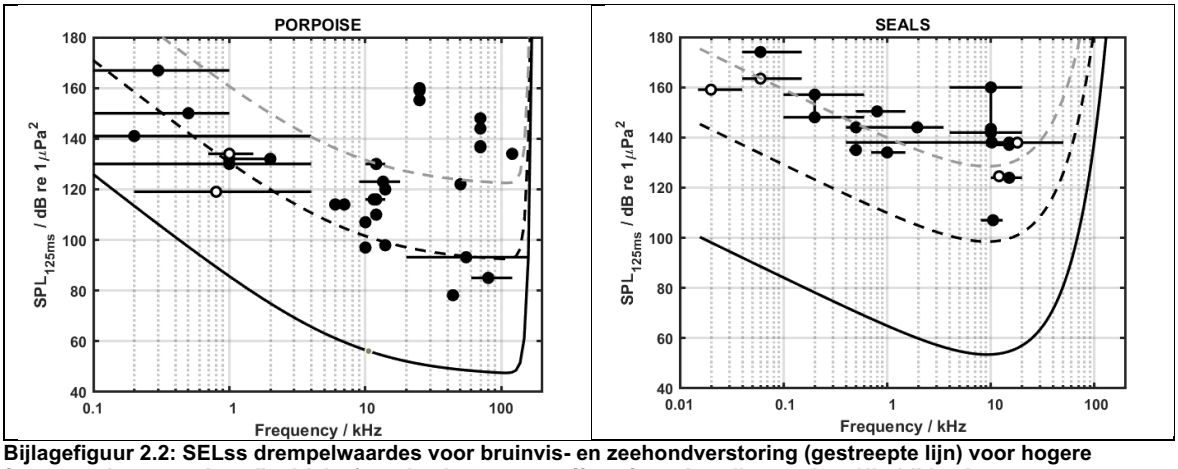
De route en pre-lay surveys zijn 100% zeker. De andere twee hangen af van de aannemer, maar worden mee genomen in het KEC. Schattingen voor het te surveyen oppervlak van de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).

Verdere aannamen zijn:

- Er is nog geen rekening gehouden met energietransport via een eiland of met andere vormen van energietranstransport (zoals waterstof). Dat leidt tot een mogelijke overschatting van het aantal kabels en platforms.
- Er is generiek gekeken naar de effecten van geofysische surveys, niet locatie-specifiek (geen rekening gehouden met bijv. waterdiepte).
- Bij het bepalen van de verstoring van dieren door de geofysische surveys is steeds uitgegaan van de bron met de grootste verstoringsafstand. Voor de generieke surveys is dat de sparker en voor de gedetailleerde survey het USBL positioneringssysteem voor de side-scan sonar.
- Surveys gaat 24/7 door. Er is geen rekening gehouden met eventueel uitstel door weersomstandigheden, alleen operationele dagen worden gerekend. Op de dagen met weersverlet wordt de apparatuur niet gebruikt.
- Er wordt geen rekening gehouden met bijvoorbeeld varen buiten het gebied i.v.m. draaicirkels, of andere vaarbewegingen i.v.m. het vermijden van vaarroutes;

Verstoring van bruinvissen en zeehonden door geluid van surveys

Er zijn momenteel zeer beperkte gegevens over hoe bruinvissen en zeehonden reageren op geluiden die tijdens geofysische surveys worden geproduceerd. Daarom is hier uitgegaan van generieke drempelwaardes voor gedragsverstoring die zijn afgeleid in een review dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de jong et al., 2018).



Bijlagefiguur 2.2: SELss drempelwaardes voor bruinvis- en zeehondverstoring (gestreepte lijn) voor hogere frequente bronnen dan pile driving), op basis waarvan effectafstanden zijn geschat. Hierbij is uitgegaan van een SEL van 45 dB (voor de bruinvis), resp. 70 dB (voor de zeehond) boven de gehoordrempel binnen een decidecade frequentieband.

Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringsafstand voor verschillende type systemen die gebruikt worden in deze surveys (Bijlagetabel 2.3).

Bijlagetabel 2.3 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.

		Maximale geschatte effectafstand	
Type systeem	**Voorbeeld systeem**	**bruinvis**	**zeehond**
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequentie 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein;	Boven bruinvisgehoorgrens; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein;
Side Scan Sonar + USBL:	Edgetech 4200 300/600 –Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHZ (HF) Bij gebruik SSS wordt vaak ook een USBL positionerings-systeem ingezet. Frequentie: 25 kHz.	SSS: Boven bruinvisgehoorgrens; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein; USBL: maximale effectafstand rond 3 km.	SSS: Boven bruinvisgehoorgrens; Verwachte effect afstanden (verwaarloosbaar) klein; USBL: maximale effectafstand rond 600 m.
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequentie: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstand rond 0,7 km	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden. Bij secundaire frequenties is de verwachte afstand (verwaarloosbaar) klein.
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstand rond 3,8 km	Maximale effectafstand rond 0,5 km
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J) GSO 540 (360+180)-tip sparker (1250 J)	Maximale effectafstand rond 3,8 km	Maximale effectafstand rond 0,5 km

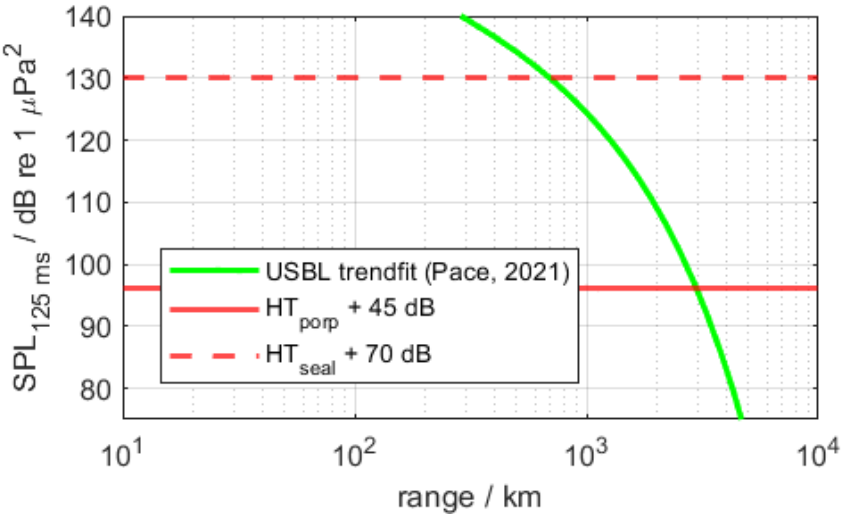
De aannames voor de inschattingen van verstoringsafstanden zijn in de onderstaande paragrafen verder uitgewerkt.

Echosounders, side-scan sonars en USBL

De tijdens geofysische surveys gebruikte echosounders en side-scan sonars zijn hoogfrequent (> 200 kHz) en waarschijnlijk niet hoorbaar voor bruinvissen. Metingen van dit soort type systemen lijken erop te duiden dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijvoorbeeld (Crocker et al, 209; Pace et al., 2021).

Bij inzet van side-scan sonars wordt echter vaak ook een akoestisch ultra-short-baseline (USBL) positioneringssysteem ingezet om een nauwkeurige positie onderwater van de side-scan sonar bron te bepalen. Deze USBL zendt korte pulsen (t_{puls} ~20 ms) uit rond de 25 kHz (tussen 20 en 30 kHz) met een SL ~ 184 dB re 1 µPa m, met een typische pulsherhaaltijd van 0.5 s -1 s (Pace et al., 2021).

USBL signalen zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden goed hoorbaar. Vergelijking van gemeten geluidsniveaus met verstoringscriteria voor bruinvissen (Bijlagefiguur 2.3) suggereert dat verstoring tot ca. 3 km zou kunnen optreden, consistent met Pace et al. (2021). Voor zeehonden wordt de effectafstand geschat rond de 700 m.



Bijlagefiguur 2.3: Trendfit van gemeten SPL voor een USBL beacon met een frequentie rond de 25 kHz, en verstoringsdrempels voor bruinvissen (rode doorgetrokken lijn) en zeehonden (rode gestreepte lijn).

Sub-bottom profiler

Een typische gebruikte 'parametrische sub-bottom profiler', genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerderere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden., zie bijvoorbeeld (Westervelt, 1963). Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een smalle naar beneden gerichte geluidbundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte). Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) in de richting van de geluidbundel rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 µPa·m bedraagt, gemiddeld over de puls-lengte. Het bronniveau bij de lage frequenties (~ 10 kHz) ligt rond de 202 dB re 1 µPa·m. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van t_{puls} ~ 0,04-30 ms. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Mellen, 1977). Voor de langste pulsen (30 ms) is het energy source level (SL_E; dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot m^2 \cdot s$) binnen de hoofdbundel zodoende (SL_E = SL + 10*log10(t_{puls} / 1s) dB) rond de hoofdfrequenties ongeveer 225 dB en bij de lage frequentie ongeveer 187 dB. Door de sterke richtingsafhankelijkheid van de bron zal het horizontaal afgestraalde geluid (dat effectief propageert en tot verstoring kan leiden) substantieel (circa 60 dB) lager zijn.

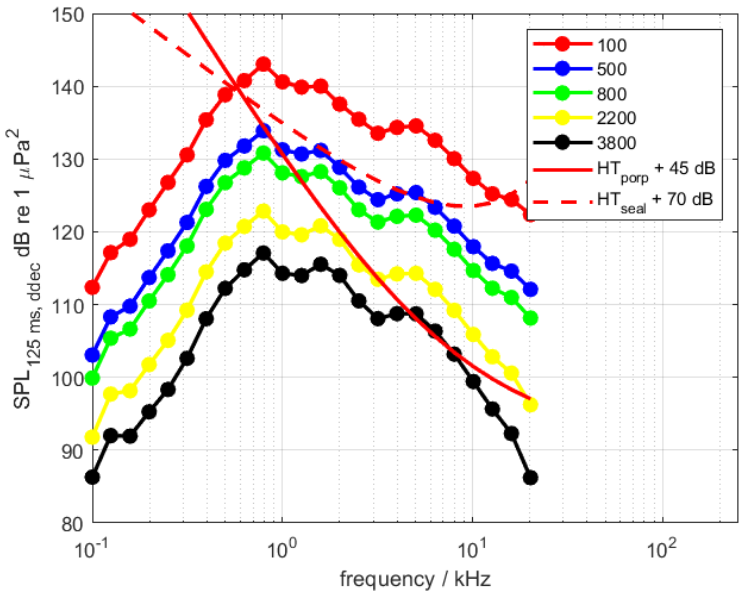
Recente akoestische metingen op de Noordzee van een parametrische SBP geven een beeld van typische geluidsniveaus die worden geproduceerd door sub-bottom profilers (Pace et al., 2021) Vergelijkingen van gemeten geluidsniveaus met verstoringscriteria voor bruinvissen suggereren dat verstoring tot ca. 700 m zou kunnen optreden (Pace et al., 2021). Voor zeehonden kunnen de effectafstanden, gezien de lagere gevoeligheid, voor deze bron verwaarloosd worden.

Sparkers

Sparkers zijn systemen die luchtbellen genereren door elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Door Implosie van de luchtbellen genereert een breedbandig impulsgeluid met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus (SL_E) worden gegeven in Crocker et al. (2019). Het bronniveau van het geluid is afhankelijk van het gebruikte elektrische vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SL_E ~ 167-181 dB re 1 $\mu Pa^2 m^2 s$ bij

500 J elektrisch vermogen en SL_E ~ 179-186 dB re 1 µPa^{2}m^{2}s bij 900 J. Recente studies geven ook metingen in het veld aan dat deze overeenkomen met geschatte SL_E in het veld voor sparkers die in ondiep water en zanderige bodem worden ingezet (halvorsen & Heaney, 2018). Het GSO-360 (900 J) is het meest gebruikte systeem bij het monitoren van windparken in Nederlandse wateren. Recente akoestische opnames van dit systeem in de Noordzee laten zien dat de dit systeem ongeveer een ESL = 167 dB 1 µPa^{2}m^{2}s heeft (Pace et al., 2021). Dit komt overeen met de laagste ESL die voor twee andere type sparker systemen in Crocker et al. (2019) worden aangegeven. Metingen op zee van de systemen in (Crocker, et al., 2019) duiden ook op hogere ESL voor deze andere type sparkers (Halvorsen & Heaney, 2018)0. De afwezigheid van een duidelijke trend van ESL met vermogen (J) kan mogelijk verklaard worden door het feit dat het bronvermogen van sparker systemen gevoelig blijkt voor de 'load power peak' (Li et al., 2024). Daardoor is er een sterker verband te verwachten met de snelheid waarmee de ontlading plaatsvindt, dan met het absolute vermogen (Li et al., 2024).

Voor deze analyse wordt uitgegaan van de gemeten spectra voor het GSO-360 uit Pace et al. (2021), omdat dit type systeem voornamelijk gebruikt wordt in bij het monitoren van Nederlandse windparkgebieden. Vergelijkingen van gemeten geluidsniveaus met verstoringscriteria voor bruinvissen suggereren dat verstoring tot ca. 2 km zou kunnen optreden (Pace et al., 2021). Als we het gemeten spectrum op 2 km in Pace et al. (2021) met Aquarius 3 extrapoleren voor de condities in het Deense Noordzee en deze met de hier gehanteerde verstoringsdrempels vergelijken, is de geschatte maximale effectafstand voor bruinvissen iets groter (3,8 km) dan de 2 km in Pace et al. (2021) (Bijlagefiguur 2.4)). Voor zeehonden zijn de geschatte effectafstanden ca 500 m (Bijlagefiguur 2.4).



Bijlagefiguur 2.4: Gemodelleerde spectra voor een GSO-360 sparker, gebaseerd op extrapolatie van het gemeten spectrum op 2,2 km uit Pace et al. (2021) met het Aquarius 3 propagatiemodel naar verschillende afstanden. Een vergelijking met de gehanteerde verstoringsdrempels voor bruinvissen (rode lijn), en zeehonden (gestreepte rode lijn) geeft verstoringafstanden van ca. 3,8 km (bruinvis) en 500 m (zeehond).

Bijlage 6 – Achtergrondrapport scheepvaartveiligheid

MARIN

BETTER SHIPS, BLUE OCEANS

EFFECTEN OP DE SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR WINDENERGIEGEBIED NEDERWIEK KAVEL I-B

Rapport nr.	:	35040 2 MO rev.1.0
Datum	:	12 februari 2026
Versie	:	Definitief rapport

EFFECTEN OP DE SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR WINDENERGIEGEBIED NEDERWIEK KAVEL I-B

Opdrachtgever : Pondera Consult B.V.

Gerapporteerd door : A. Nap

Paraaf management :



Versie	Datum	Status	Gecontroleerd door
Rev. 0.1	19 januari 2026	Concept	Y. Koldenhof
Rev. 1.0	12 februari 2026	Definitief	

INHOUD **PAGINA**

OVERZICHT VAN TABELLEN EN FIGUREN IV

1 INTRODUCTIE 1

2 DOELSTELLING 2

3 WERKWIJZE 3
3.1 SAMSON 3
3.2 Effect van het windenergiegebied 4
3.3 Modelinvoer en uitgangspunten 5
3.3.1 Verkeer 5
3.3.2 Windturbine posities en afmetingen 8
3.3.3 Gebruikte modellen 9
3.4 Gevolgschade 10
3.4.1 Schade aan windturbine en schip 10
3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel 12
3.4.3 Kanttekeningen bij de modellering van de gevolgschade 12
3.4.4 Literatuurstudie naar gevolgschade 14
3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten 16
3.6 Aandachtspunten werkwijze n.a.v. OvV rapport ‘Schipperen met de ruimte’ [Ref 30.] 16
3.7 Aandachtspunten Commissie mer bij windenergiegebied Nederwiek kavel I 17

4 RESULTATEN 19
4.1 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied 19
4.2 Gevolgschade 23
4.2.1 Schade aan het schip 23
4.2.2 Tiplaagte windturbines 24
4.2.3 Schade aan de windturbines 24
4.2.4 Persoonlijk letsel 25
4.3 Effect aanwezigheid platform K13-A en WGT leiding 25
4.4 Effecten zichtlijnen kruisend verkeer 25
4.5 Effecten en overige risico’s voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur 29
4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico 29

5 MAATREGELEN 31
5.1 AIS-basestation, radar, VHF-antenne, RDF en CCTV 31
5.2 Vessel Traffic Management/Monitoring (VTMon) [Ref 9.] 31
5.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windenergiegebieden [Ref 9.] 32
5.4 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) [Ref 9.] 33
5.5 Extra SAR-capaciteit [Ref 9.] 33
5.6 Bestrijding milieuverontreinigingen 34
5.7 Fysieke beveiliging windenergiegebieden [Ref 41.] 34
5.8 Noordzeeloods 34
5.9 Resumé maatregelen 35

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 36
6.1 Conclusies 36
6.2 Aanbevelingen 37

REFERENTIES 38

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDENERGIEGEBIED NEDERWIEK KAVEL I-B A1-1

APPENDIX 2 DATA AANWEZIGE MENSEN EN STOFFEN A2-1

APPENDIX 3 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 18.] A3-1

APPENDIX 4 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030 ..... A4-1

OVERZICHT VAN TABELLEN EN FIGUREN

Tabel 3-1 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip o.b.v. een 10MW turbine. 11
Tabel 4-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel I-B 22
Tabel 4-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel I-B 22
Tabel 4-3 Aandrijf- en aanvaarfrequenties route-gebonden schepen per type 23
Tabel 4-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade 23
Tabel 4-5 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine 25
Tabel 6-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel I-B 36

Figuur 3-1 Figuren van de verschillende bezwijkvormen, links betreft knikken, midden en rechts betreft scharnieren. 10
Figuur 4-1 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen en aandrijffrequentie/driften per turbine 20
Figuur 4-2 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen per turbine 21
Figuur 4-3 Verwachte aandrijffrequentie/driften per turbine 21
Figuur 4-4 Windenergiegebied gezien vanaf het eigen schip 27
Figuur 4-5 Windenergiegebied gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld 27
Figuur 4-6 Verkeersstromen rond Nederwiek Zuid (kavel I-B) 28

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 windenergiegebieden te realiseren in verschillende kavels in het windenergiegebied Nederwiek. Het gebied ligt op ruim 60 nautische mijlen uit de kust in de Noordzee, ter hoogte van IJmuiden. Naar verwachting worden de windenergiegebieden in de periode rond 2030 in gebruik genomen.

De aanwezigheid van een offshore windenergiegebied heeft consequenties voor het scheepvaartverkeer nabij dit windenergiegebied. Een windenergiegebied 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 windenergiegebied 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 windenergiegebieden 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 9.]. Binnen dit onderzoek zijn o.a. met behulp van het veiligheidsrekenmodel SAMSON verschillende berekeningen uitgevoegd [Ref 9.]. In 2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten Wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 18.]).

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied Nederwiek wordt, in overleg met de opdrachtgever (Pondera), Rijkswaterstaat (RWS) en ministerie van Klimaat en Groene Groei (KGG), gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van 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 3).

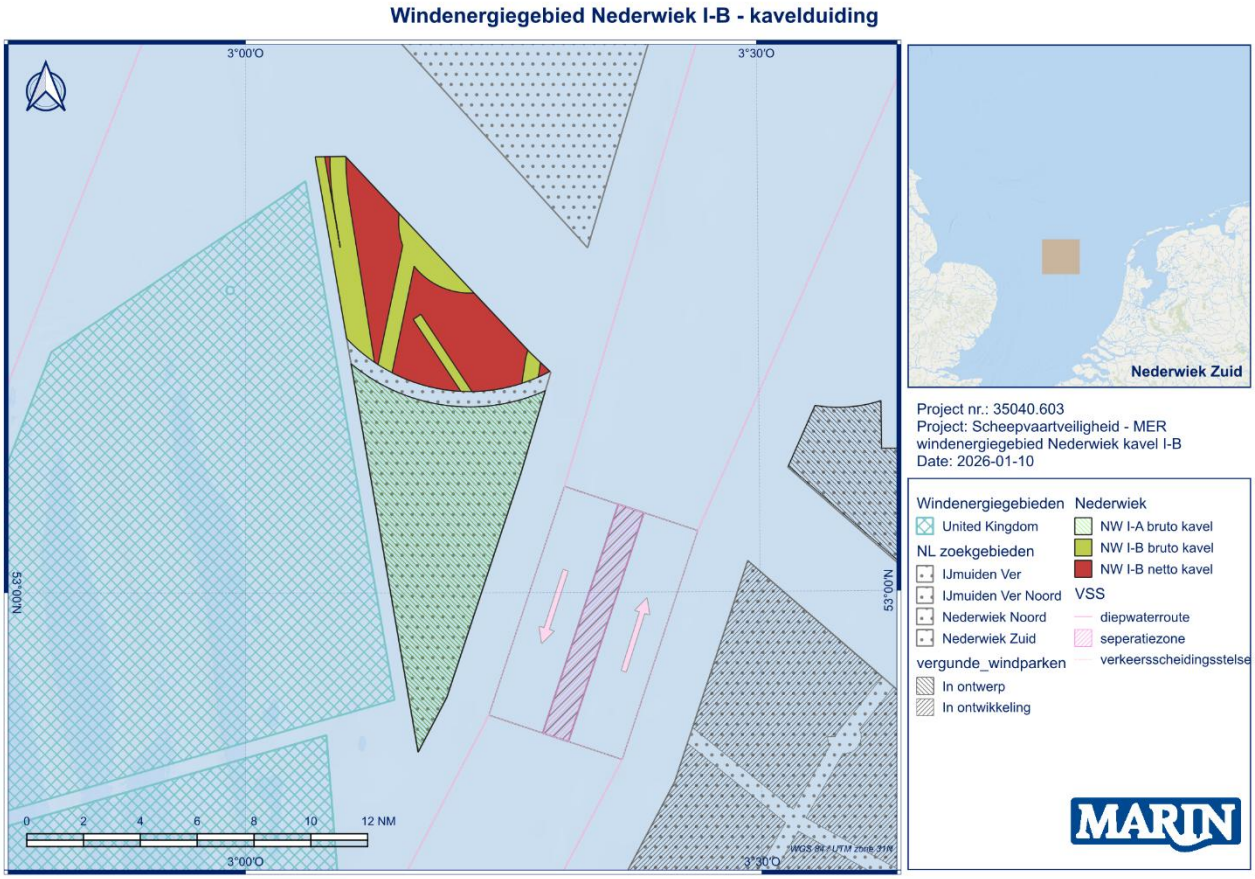
Dit rapport beschrijft de veiligheidsstudie voor Kavel I-B binnen het windenergiegebied Nederwiek die MARIN in opdracht van Pondera heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportage (MER) Wind op zee –Nederwiek Kavel I-B die door Pondera wordt opgesteld.

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 I-B (zie Figuur 2-1) in windenergiegebied Nederwiek de risico's voor de scheepvaart te bepalen. Dit wordt gedaan door een herinterpretatie van de eerdere resultaten voor geheel Nederwiek I, met als kenmerk 35040-1-MO-rev.1.2 d.d. 1 juli 2024 [Ref 27.]. Dat betekent dat geen nieuwe berekeningen zijn uitgevoerd maar dat de eerdere uitgerekende resultaten zijn gesplitst tussen kavel I-A en I-B voor zover mogelijk. Ook zijn onderzoeksresultaten vanuit recente separate studies meegenomen in deze herinterpretatie van de effecten voor de scheepvaartveiligheid voor kavel I-B.



Figuur 2-1 Duiding van kavel Nederwiek (NW) I-B ten opzichte van omliggende windenergiegebieden

3 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk wordt de generieke werkwijze bij veiligheidsstudies voor windenergiegebieden beschreven. In paragraaf 3.3 worden tevens de modelinvoer en uitgangspunten uiteengezet zoals deze zijn gebruikt in de oorspronkelijke studie voor de gehele kavel Nederwiek I.

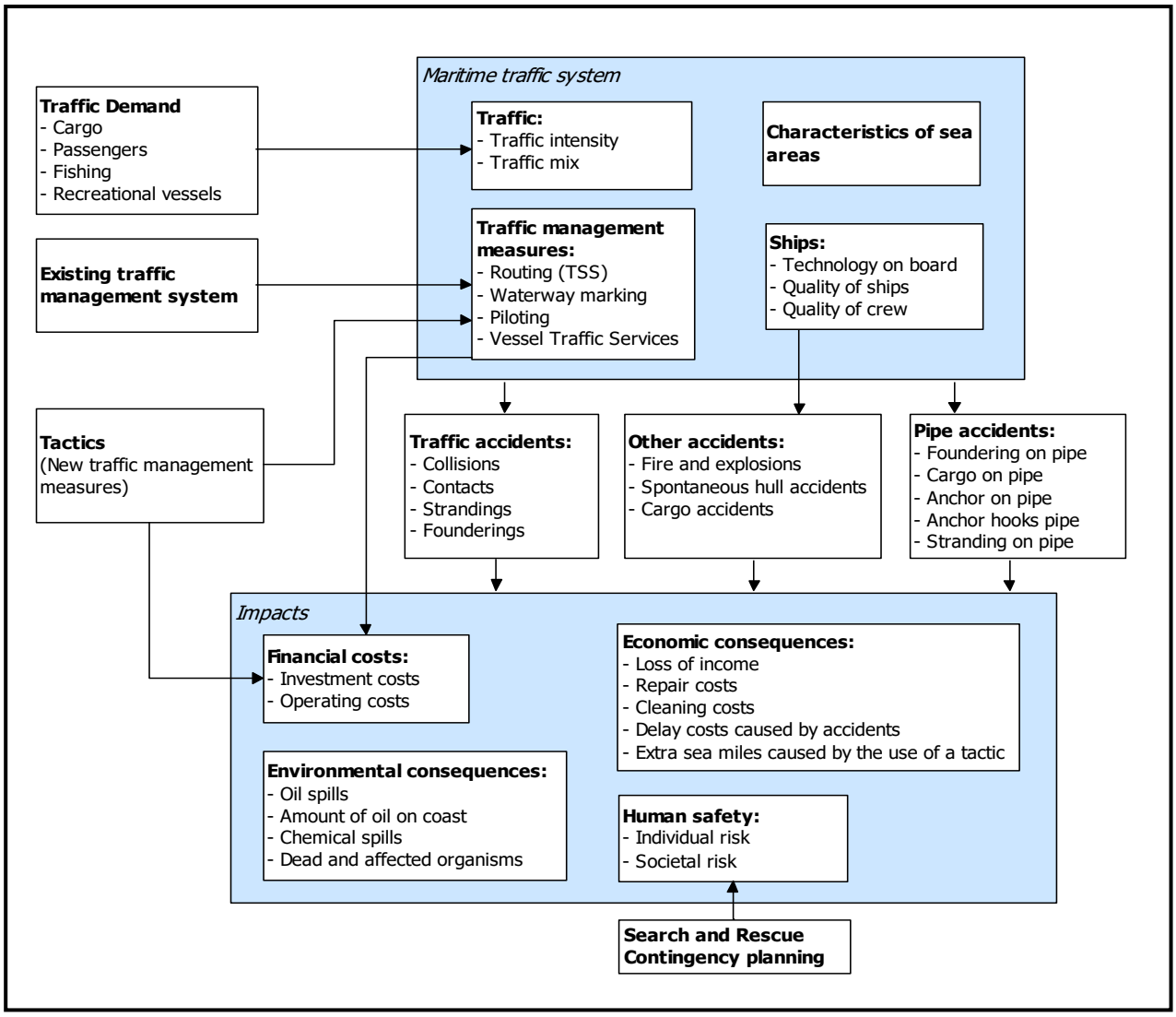
3.1 SAMSON

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 3.], 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 windenergiegebied

De aanleg van een windenergiegebied heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windenergiegebied, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windenergiegebied op minimaal 500 meter afstand passeren op basis van het Zeerechtverdrag. Dit betekent dat dit schip hinder ondervindt van het windenergiegebied. Er zijn echter meer gevolgen. Doordat het schip een andere route neemt krijgen de scheepvaartroutes buiten het windenergiegebied 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 windenergiegebied. 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 windenergiegebied, niet of te laat reageert. Een navigatiefout kan verschillende oorzaken hebben, zoals; onwetendheid, het niet zien van het windenergiegebied, 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 windenergiegebied 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 windenergiegebied en behoeven niet noodzakelijkerwijs tot de groep schepen beperkt te blijven die door het gebied van het windenergiegebied voeren toen dat er nog niet was.

Om de effecten van het windenergiegebied op de scheepvaart te kunnen berekenen is de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windenergiegebied in SAMSON gemodelleerd. De scheepvaart moet het windenergiegebied op minimaal 500 m passeren. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windenergiegebied. Voor de locatie van het windenergiegebied is daarom een verkeersdatabase gebruikt waarin het veranderde vaarpatroon is opgenomen. Vervolgens kunnen de ongevalskansmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windenergiegebied 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, offshore bevoorradingsschepen, 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 Nederwiek wordt in de basis gebruik gemaakt het netwerk aan links zoals gebruikt is binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 18.]. Hierbij wordt gebiedsscenario 2 gehanteerd, ook wel Routekaart 2030+ (RK2030+)’ genoemd (zie APPENDIX 4). In gebiedsscenario 2 worden naast de operationele windenergiegebieden (PAWP[1], Luchterduinen, OWEZ[2] en Borssele) en

[1] PAWP: Prinses Amalia Windenergiegebied
[2] OWEZ: Offshore Windenergiegebied Egmond aan Zee

de (toekomstige) windenergiegebieden uit scenario 1 (HKN, HKZ, HKW, TNW, IJmuiden Ver kavels I-IV)[3], de volgende windenergiegebieden worden beschouwd:

- IJmuiden Ver (noordelijke deel);
- Nederwiek (noord en zuidelijk deel);
- Lagelander[4] (noord en zuidelijke deel);
- Doordewind.

Naast deze Nederlandse windenergiegebieden is ook rekening gehouden met de naastgelegen windenergiegebieden Norfolk Boreas en Norfolk Vanguard East in het Verenigd Koninkrijk (VK).

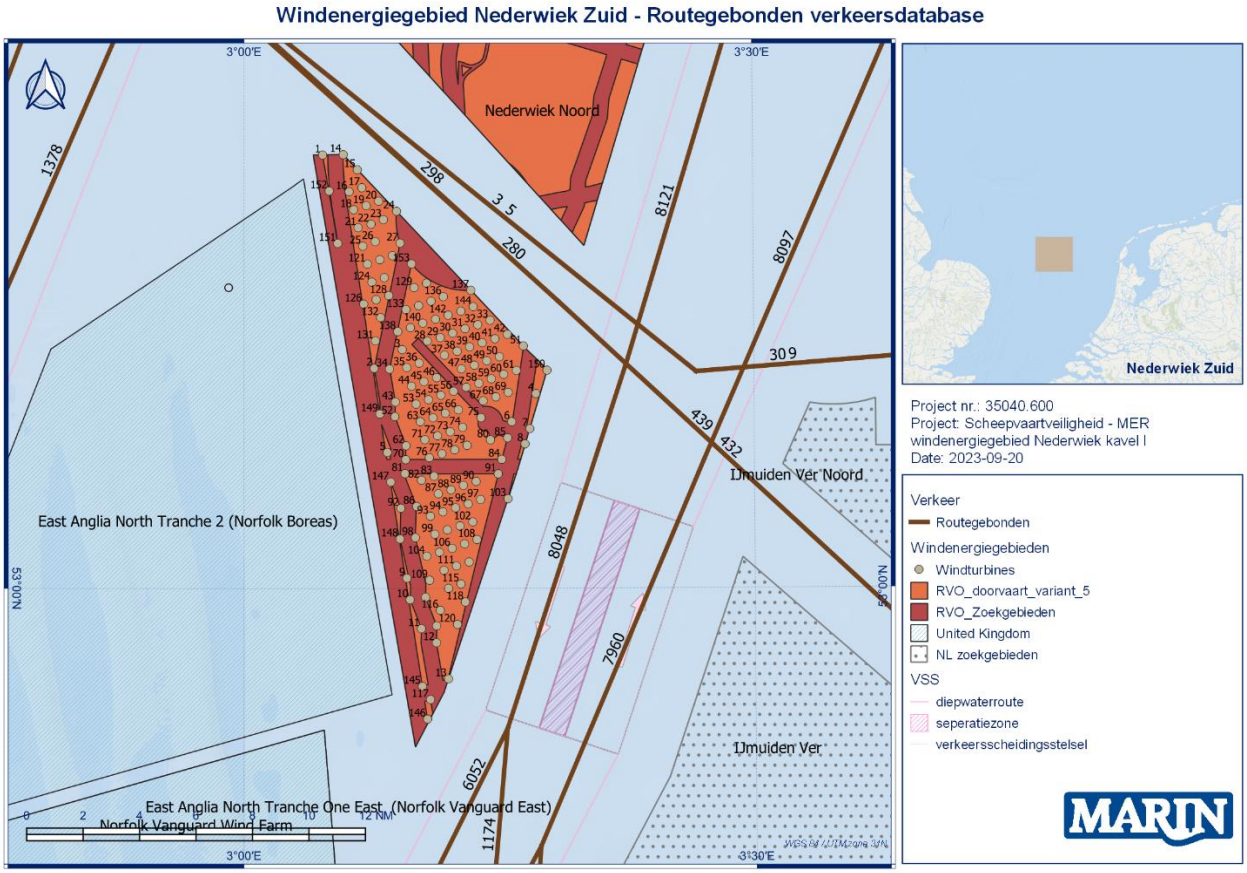
Het genoemde netwerk aan links is gebruikt om op basis van AIS-data uit 2022 een verkeersdatabase te maken. Omdat in deze studie [Ref 18.] geen rekening is gehouden met de verkeersgroei is de verkeersdatabase gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit en eerder toegepast in de cumulatieve studie Wind op Zee 2030 [Ref 9.]. Details over de uitgangspunten met betrekking tot de groeicijfers staan vermeld in APPENDIX 4.

Naast het toepassen van de verwachte groeicijfers is binnen het huidige onderzoek (voor de m.e.r.) een andere inrichting van het windenergiegebied Nederwiek 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 18.] In de studie [Ref 18.] is gebruik gemaakt van een uniform grid van turbineposities terwijl nu (binnen het onderzoek naar kavel I-B) een gewijzigde worst-case opstelling van de turbines is meegenomen.

Figuur 3-2 geeft de aangepaste verkeersdatabase voor het routegebonden verkeer weer zoals gebruikt is in de huidige studie.

[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.

[4] Momenteel is geen ontwikkeling van dit windenergiegebied voorzien



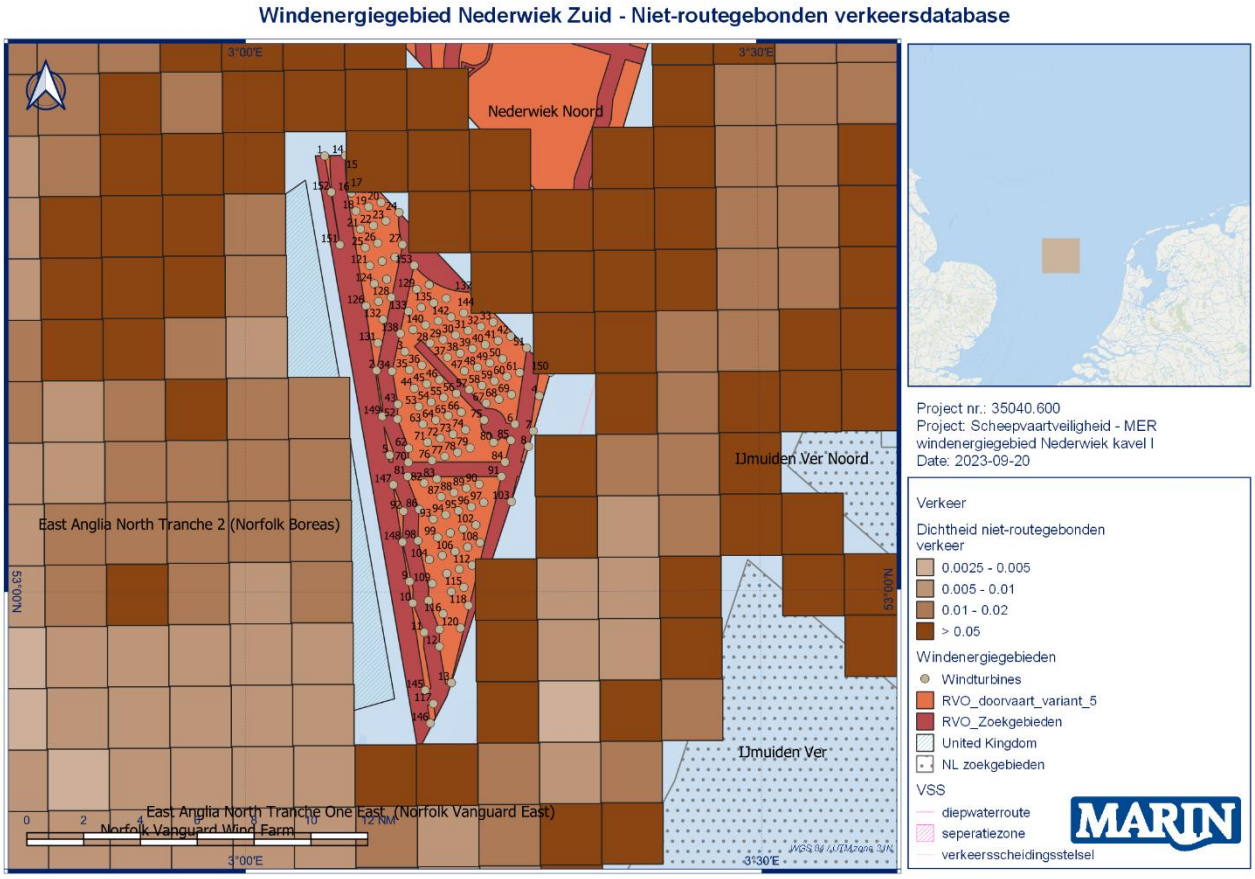
Figuur 3-2 Verkeersdatabase routegebonden verkeer

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 3-3).

De gemiddelde dichtheid in de 4 x 4 km gridcellen is gebaseerd op een analyse van de AIS-data over 2022. In overleg met opdrachtgever, RWS en KGG is voor het huidige onderzoek aangenomen dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart 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 18.]). Daardoor hebben sommige gridcellen in Figuur 3-3 geen of erg lage dichtheid ter hoogte van windenergiegebieden.

Voor de naastgelegen windenergiegebieden in het Verenigd Koninkrijk geldt niet het Nederlandse doorvaartbeleid. Hier is toegestaan dat schepen zich binnen het windenergiegebied begeven.



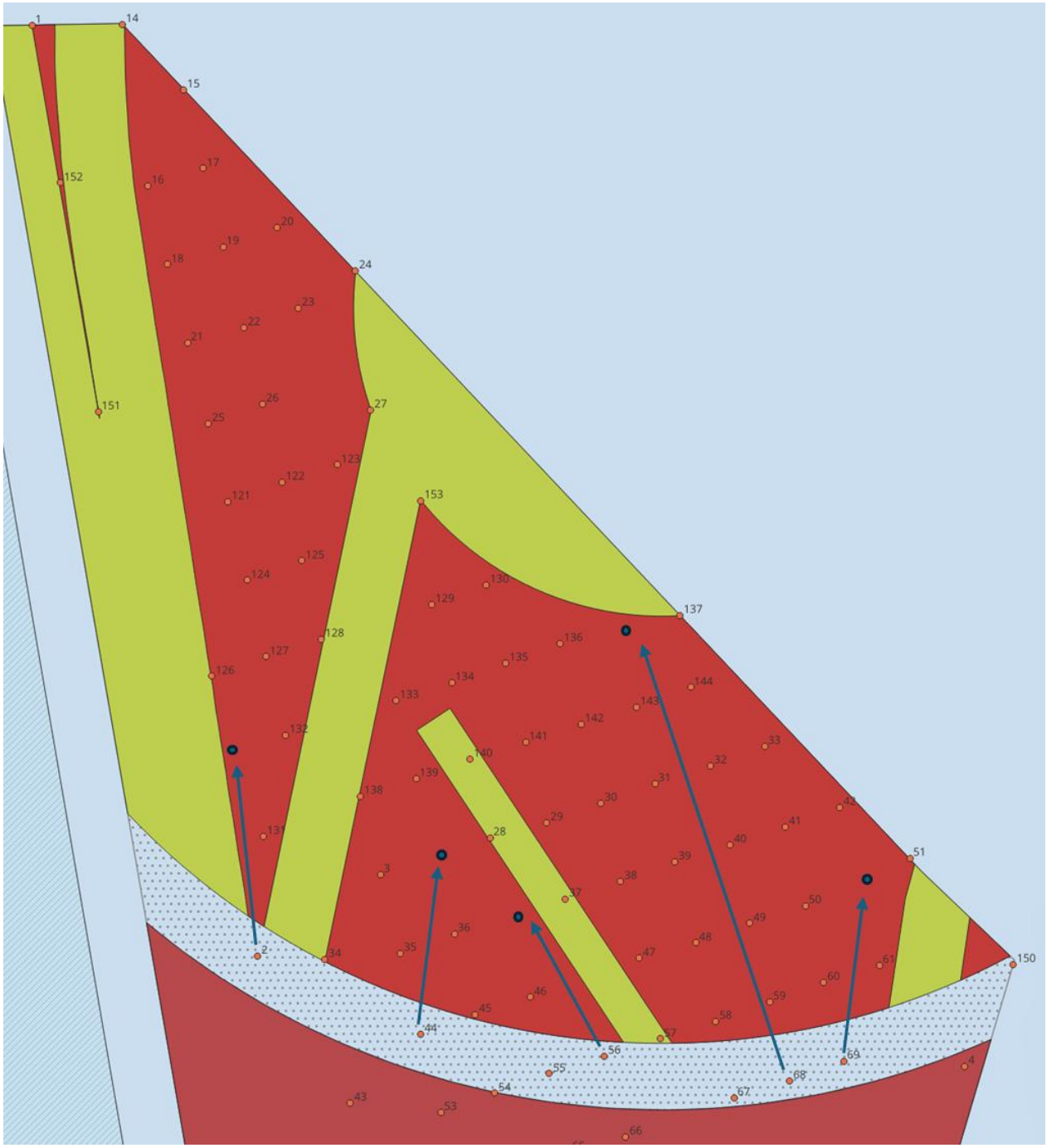
Figuur 3-3 Niet-routegebonden verkeersdatabase o.b.v. AIS-data uit 2022

3.3.2 Windturbine posities en afmetingen

De windturbineposities die ten grondslag liggen aan de berekeningen van de aanvaar- en aandrijffrequenties voor geheel Nederwiek I zijn aangeleverd door de opdrachtgever, dit betreft een worst-case opstelling van de turbines, zie figuur Figuur 3-2 en Figuur 3-3.

Voor de resultaten voor kavel I-B, zoals opgenomen in dit rapport, is gebruik gemaakt van een selectie van deze turbines. Bij de splitsing van kavel I naar I-A en I-B vallen een aantal turbines in de vrije ruimte tussen beide kavels, zie Figuur 3-4. Vijf van deze turbines zijn verschoven naar een nieuwe positie binnen het netto kaveloppervlak waar nog geen turbine was voorzien. Voor deze verschoven turbines bestaan de uitgerekende aanvaar- en aandrijffrequenties uit het gemiddelde van de omliggende turbines. Ter illustratie, de meest rechtse turbine (69) is verschoven naar een positie tussen turbine 50 en 51. De nieuwe aanvaar- en aandrijffrequentie voor deze turbine 69 is het gemiddelde van de uitgerekende frequenties voor dezelfde turbines 50 en 51. Middels deze werkwijze ontstaat er een representatief beeld van de aanvaar- en aandrijfrisico's.

De gehanteerde diameter van de fundering op de waterlijn is 9 meter, wat representatief is voor een monopile met een vermogen van 15MW.



Figuur 3-4 Turbines kavel I-B

3.3.3 Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende ongevallen. Om het effect van het windenergiegebied Nederwiek kavel I voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van de windenergiegebieden 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 9.]) en de update van dit onderzoek met een doorkijk naar 2040 ([Ref 18.]).

3.4 Gevolgschade

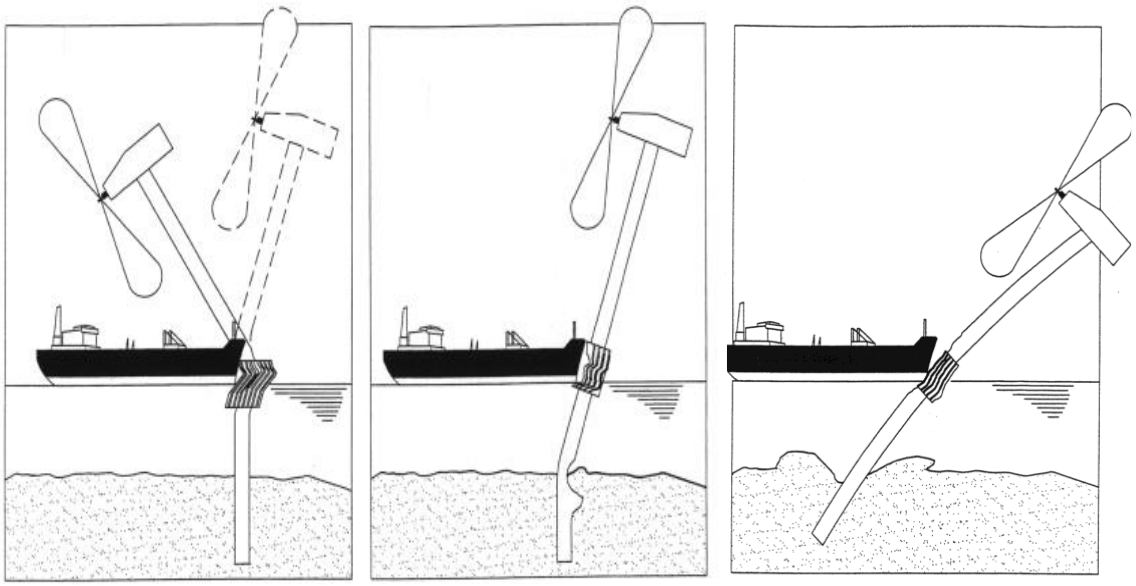
Als gevolg van een aandrijving of een aanvaring van een windturbine kan schade ontstaan, zogenaamde gevolgschade. Deze schade bestaat uit schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade als gevolg van een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel als gevolg van de aanvaring/aandrijving.

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 reeds begin deze eeuw onderzocht [Ref 6.]. 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 20.].

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 3-1 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 windturbine (~ 10MW) per scheepsgrootte. Ook wordt in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Deze gevolgschadetabel is wordt al lange tijd gebruikt voor kleine turbines (<5MW) [Ref 6.] en is geactualiseerd op basis van het meest recente onderzoek naar aanvaringen met een 10MW turbine [Ref 20.]. 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 o.b.v. een 10MW turbine.

Bezwijk-vormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenschips (10%)			Lateraal excentrisch (90%)		
		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	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen
	500-1000	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen
	1000-1600	5%	Gos Mos[5]	Dek	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Dek	0%	Nee	Geen
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek	0%	Gos Mos	Dek
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek	1%	Gos Mos	Dek
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek	2%	Gos Mos	Dek	2%	Gos Mos	Dek
Schar-nieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	99%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	99%	Ja	Huid	99%	Ja	Huid
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	99%	Ja	Huid	99%	Ja	Huid
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	99%	Ja	Huid	99%	Ja	Huid
	>100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	98%	Ja	Huid	98%	Ja	Huid

[5] GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel is voor een aanvaring/aandrijving is onder andere 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.
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. Op basis van een recente studie blijkt dat een vallende gondel meerdere dekken van een passagierschip kan doorboren waarbij de mate van penetratie afhankelijk is van de hoek van de gondel ten opzichte van het dek [Ref 32.].

3.4.3 Kanttekeningen bij de modellering van de gevolgschade

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 eerste onderzoeken naar de gevolgschades aan een grotere 10MW windturbine zijn afgerond [Ref 20.] [Ref 32.]. Deze eerste onderzoeken focussen zich op de verschillende failure modes van windturbines om onder andere het GosMos scenario beter te kunnen inschatten. De resultaten van meer gedetailleerd vervolgonderzoek zijn ook recent gepubliceerd. Hierbij zijn naast de failure modes van windturbines ook de mogelijke failure modes aan het schip onderzocht.

Ondanks de genoemde onderzoeksinspanningen bestaan nog de nodige kennisleemten. Dit wordt met name veroorzaakt door de snelle schaalvergroting van windturbines. Huidige onderzoeksresultaten zijn gebaseerd op een 10MW turbine met een monopile fundering terwijl in windenergiegebied Nederwiek turbines van minimaal 15MW worden voorzien en mogelijk ook andere funderingstypen worden toegestaan. Het ontbreken van inzicht in de failure modes aan schepen als gevolg van het aanvaren van grotere of andere typen windturbines, maakt dat diverse typen gevolgschade, zoals verlies van lading en/of brandstof en slachtoffers van botsingen (geen GosMos), momenteel beperkt zijn in te schatten.

Daarom is in deze paragraaf aangegeven welke gekwantificeerde gevolgschades ontbreken en welke verwachting bestaat ten aanzien van de wel gekwantificeerde schades, is deze conservatief of juist niet.

Om tegemoet te komen aan de in deze paragraaf benoemde kennisleemten worden bij de resultaten wel inzicht gegeven in de maximaal aanwezige lading (olie), scheepsbrandstof en personen aan boord per scheepstype en grootte. Dit is niet representatief qua kwantificering van de schade bij een incident maar geeft een inzicht in mensen/(brand)stoffen die aan gevaar worden blootgesteld.

Schade aan de turbine

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (~10MW) 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. 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 draaiende rotor van de windturbine tijdig wordt gestopt op het moment dat een schip te dicht nadert. Het niet of te laat stoppen van de rotor wordt niet meegenomen in de omschreven kwantificering van de gevolgschade.

Persoonlijk letsel

Binnen deze studie is alleen persoonlijk letsel als gevolg van een vallende gondel met mast op het schip (“Gosmos” in Tabel 3-1) gekwantificeerd. Persoonlijk letsel kan ook ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Slachtoffers door beknelling of overboord slaan zijn niet gekwantificeerd.

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (~10MW) 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-1600GT al kan zorgen voor 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.

Zoals eerder benoemd wordt bij de resultaten wel inzicht gegeven in de maximaal aanwezige personen aan boord per scheepstype en grootte. Dit is niet representatief qua kwantificering van persoonlijk letsel bij een incident maar geeft een inzicht in het totaal aantal personen dat aan gevaar wordt blootgesteld.

Bunker- en ladinguitstroom

De verwachting is dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken met mogelijk uitstroom tot gevolg. Momenteel ontbreekt het aan onderzoeksresultaten op basis waarvan het effect van grotere turbines kan worden gekwantificeerd. Uit recent onderzoek waarbij een aantal aanvaringen en aandrijvingen met verschillende scheepstypen en groottes met een 10MW monopile turbine is onderzocht blijkt geen sprake te zijn van verlies van bunker en/of lading [Ref 32.].

Zoals eerder benoemd wordt bij de resultaten wel inzicht gegeven in de maximaal aanwezige bunker en lading(olie) aan boord per scheepstype en grootte. Dit is niet representatief qua kwantificering van het uitstroomrisico maar geeft een inzicht in de maximale hoeveelheid olie dat aan gevaar wordt blootgesteld.

Het overgrote deel van de nu rondvarende schepen varen nog op een combinatie van zware stookolie en diesel. In tegenstelling tot ladingolie geldt voor de bunkertanks nog geen dubbelwandige verplichting voor schepen die voor 2010 zijn opgeleverd. Voor deze schepen bestaat een grotere kans op bunkerolieverlies dan op ladingolieverlies bij een incident waarbij de scheepshuid beschadigt.

Onder andere uit onderzoek in 2024 naar risico-ontwikkelingen en mitigatie op de Noordzee [Ref 29.] blijkt dat de scheepsexploitanten steeds verdergaande stappen nemen om de uitstoot van onder andere CO_2 te reduceren. Naast gebruik van biobrandstoffen zijn allerlei andere energiedragers in beeld als scheepsbrandstof. Op kleine schaal wordt al geëxperimenteerd met brandstoffen als ammoniak, bio-methaan, en methanol, en de verwachting is dat in 2050 meer de helft van de schepen op een van deze brandstoffen zal varen. Daarnaast zullen ook schepen worden voorzien van een aandrijfmechanisme met elektromotoren, aangedreven door een accu of brandstofcellen. De verwachting bestaat dat waterstof vooral voor short sea shipping (relatief korte afstanden langs de kust tussen landen in hetzelfde continent) gebruikt zal worden en methanol voor deep sea shipping (intercontinentaal lange afstand transport waarbij oceanen worden overgestoken). Echter met de kennis van nu is het maar beperkt mogelijk om duidelijkheid te bieden over de rol van alternatieve energiedragers en technieken. Vanuit het scheepvaartveiligheidsperspectief is deze ontwikkeling van alternatieve scheepsbrandstoffen een aandachtspunt omdat [Ref 29.]:

- Transport van waterstof vereist hoge druk en/of lage temperatuur. Als het vrijkomt kan door de extreme brandbaarheid van waterstof brand of explosie ontstaan.
- Methanol en ammoniak zijn beide toxisch, wat de kans op toxische incidenten vergroot.
- Ammoniak is zeer goed oplosbaar in water en vormt een gevaar voor waterorganismen.
- Het aantal op LNG varende schepen neemt toe, gezien de eigenschappen van LNG neemt daarmee de kans op brand en explosie bij incidenten toe.

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 11.]. 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 11.]

- 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 Nederwiek. Voor de Noordzee meer representatieve cases met monopiles en verschillende scheepstypen en snelheden worden momenteel onderzocht binnen het MOSWOZ 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebied. Hierdoor verandert het verkeersbeeld rond het windenergiegebied 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 18.]. 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 Nederwiek gebruik gemaakt van de resultaten van deze cumulatieve studie.

3.6 Aandachtspunten werkwijze n.a.v. OvV rapport ‘Schipperen met de ruimte’ [Ref 30.]

Na oplevering van de onderzoeksresultaten naar de scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Nederwiek kavel I [Ref 27.], waar voorliggend aanvullende beoordeling op is gebaseerd, heeft de Onderzoeksraad voor Veiligheid (OvV) het rapport ‘Schipperen met de ruimte’ gepubliceerd [Ref 30.]. Het rapport van de OvV is kritisch ten aanzien van de manier waarop scheepvaartveiligheid wordt meegewogen in de besluitvorming over plaatsing van vaste objecten op de Noordzee. Er zijn een aantal concrete aandachtspunten benoemd, daar waar van toepassing op deze aanvullende beoordeling van Nederwiek kavel I-B worden deze hieronder nader toegelicht.

Veilige passageafstanden tussen windturbines en vaarbanen
De passageafstanden wordt bepaald aan hand van het 'Afwegingskader voor veilige afstanden tussen scheepvaartroutes en windparken op zee (juli 2013)'. Dit is opgesteld door een Werkgroep Veilige Afstanden met daarin o.a. RWS ZD, Havenbedrijf Rotterdam en Havenbedrijf Amsterdam, waarbij rekening is gehouden met internationale bepalingen en reglementen en achteraf getoetst door onafhankelijke nautische deskundigen. De OvV onderbouwt dat er worst-case scenario's denkbaar zijn waarbij deze afstanden onvoldoende kunnen zijn om aanvaringen met windturbines te voorkomen. Het kritische geluid van de OvV ten aanzien van passeerafstanden is aanleiding voor het ministerie van I&W om in 2025 het huidige afwegingskader voor veilige afstanden onafhankelijk te laten beoordelen.

Binnen deze studie naar de effecten van windenergiegebied Nederwiek kavel I-B op de scheepvaartveiligheid is rekening gehouden met het huidige beleidskader ten aanzien van veilige afstanden.

Aandachtspunten SAMSON model
Door de OvV worden kritische kanttekeningen geplaatst bij het SAMSON model dat in deze studie is gebruikt. SAMSON is echter het best beschikbare model voor dit moment om (delen van) risico's te kwantificeren. Sinds 2024 is er door het ministerie van I&W geld beschikbaar gesteld voor doorontwikkeling van SAMSON en zijn de eerste stappen gezet in deze voorziene doorontwikkeling. Voorbeelden zijn implementatie van de ERTV maatregel in het SAMSON model en modellering van (het risicoprofiel van) werkvaart/bestemmingsverkeer binnen windparken. Deze doorontwikkeling van SAMSON is gestart nadat de berekeningen voor deze studie zijn uitgevoerd.

Aanvullend aan kwantitatieve analyses is inzet van expert beoordeling nodig
Het streven in deze beoordeling is om kwantitatieve analyses aan te vullen met kwalitatieve analyses van experts. Naast de MARIN expertise die bij verschillende onderdelen van de beoordeling tot uitdrukking komt is de rapportage ook in zijn geheel beoordeeld door verschillende experts binnen het scheepvaartveiligheidsdomein. Desondanks blijven enkele kennisleemten bestaan, zoals effectiviteit van maatregelen en effecten van grotere/andere turbinefundaties, die niet ingevuld kunnen worden zonder nader onderzoek waarvoor tijd en geld nodig is.

Toepassing van scenario-denken bij risicobeoordelingen
Dit is een andere mogelijke benadering met een grotere rol voor experts waarbij de hierboven genoemde aandachtspunten voor expert beoordeling blijven staan. Vanuit het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat wordt momenteel gewerkt aan het ontwikkelen van verschillende toekomstscenario's binnen het scheepvaartveiligheidsdomein. Voor deze beoordeling van Nederwiek kavel I-B is een vergelijkbare aanpak voorgesteld als voor eerdere windenergiegebieden maar met een grotere rol voor experts en kwalitatieve beoordelingen. Dit mede om een trendbreuk te voorkomen en daarmee de beoordelingen onderling vergelijkbaar te houden.

Inzicht in lading en passagiersstromen nodig voor een goede duiding van de risico's
Bij elke MER beoordeling wordt in beeld gebracht welke schepen (type en grootte) er varen en wat voor elk van deze typen/grootten de kans op een incident is. De (maximaal) aanwezige lading en personen aan boord per scheepstype/-grootte is geactualiseerd en meegenomen in dit rapport. Dit is onvoldoende voor kwantificering van alle risico's maar het is een indicatie van de maximale hoeveelheid mensen en (brand)stoffen die worden blootgesteld aan gevaar.

3.7 Aandachtspunten Commissie mer bij windenergiegebied Nederwiek kavel I

De Commissie sluit aan bij het OvV rapport (zie voorgaande paragraaf 3.6) en constateert dat de uitvoerbaarheid van kavel I onder druk staat door nieuwe inzichten op gebied van scheepvaartveiligheid. Zo blijkt uit het OvV rapport dat schepen bij ongunstige weersomstandigheden in ondiep water meer ruimte nodig kunnen hebben om veilig te kunnen manoeuvreren dan waar in het MER vanuit is gegaan. De nieuwe inzichten uit het rapport van OvV kunnen van invloed zijn op de begrenzing van de kavels.

Zoals in de vorige paragraaf 3.6 beschreven zijn de huidige passeerafstanden gebaseerd op het huidige beleid. Of de opmerkingen van de OvV aanleiding zijn om deze passeerafstanden aan te passen wordt momenteel onderzocht door het ministerie van I&W.

Daarnaast constateert de Commissie dat in het MER nog belangrijke informatie ontbreekt over aanvaringen en verdrinkingen en over een beschadiging van de scheepshuid met mogelijke olielekkage tot gevolg. De kansen op deze gebeurtenissen zijn wel benoemd, maar de effecten zijn niet in beeld gebracht en benoemd als ‘leemte in kennis’, net als in voorgaande milieueffectrapportages voor kavelbesluiten.
Deze opmerking sluit aan bij de opmerking van de OvV over ladingstromen. Zoals in de vorige paragraaf reeds benoemd is de (maximaal) aanwezige lading en personen aan boord per scheepstype/-grootte meegenomen in dit rapport. Dit is onvoldoende voor kwantificering van de risico’s maar het is een indicatie van de maximale hoeveelheid mensen en (brand)stoffen die worden blootgesteld aan gevaar.

Als laatste constateert de Commissie dat de risico’s bij toepassing van andere funderingstypen in het MER niet zijn beschouwd. Het MER onderschat daardoor mogelijk zowel de kans op als het effect van een ramp. De Commissie beveelt aan om in beeld te brengen in hoeverre andere risico’s en effecten te verwachten zijn als wordt gekozen voor een ander funderingstype dan de monopile.
Dit is een terechte opmerking. De onderzoeken binnen het MOSWOZ programma van Rijkswaterstaat beperken zich nog tot monopiles. Voorliggend onderzoek beperkt zich tot enkelvoudige bodemgefundeerde funderingen (monopiles, GBS, suction bucket). *M*onopile-funderingen zijn de enige op de Nederlandse Noordzee toegepaste funderingen en daarmee de meest gangbare funderingen voor deze waterdiepte. Wel is in voorliggend onderzoek een indicatie gegeven van de effecten van de keuze voor een multipile in vergelijking met een monopile. De gevolgen van aanvaringen/aandrijvingen met andere funderingen dan monopiles zijn inderdaad een leemte in kennis.

4 RESULTATEN

In voorliggend hoofdstuk worden de resultaten van de kwantitatieve en kwalitatieve analyses toegelicht.

De kwantitatieve resultaten betreft een herinterpretatie van de eerdere resultaten voor geheel Nederwiek I, met als kenmerk 35040-1-MO-rev.1.2 d.d. 1 juli 2024 [Ref 27.]. Dat betekent geen nieuwe berekeningen zijn uitgevoerd maar dat de eerdere uitgerekende resultaten zijn gesplitst tussen kavel I-A en I-B voor zover mogelijk.

De routegebonden schepen worden in de tabellen verkort weergegeven met “R-schepen” en de niet-routegebonden schepen worden aangeduid met “N-schepen”. Aanvullende gedetailleerde resultaten worden gegeven in APPENDIX 1. Onderstaande paragrafen zullen hier naar verwijzen daar waar het relevant is.

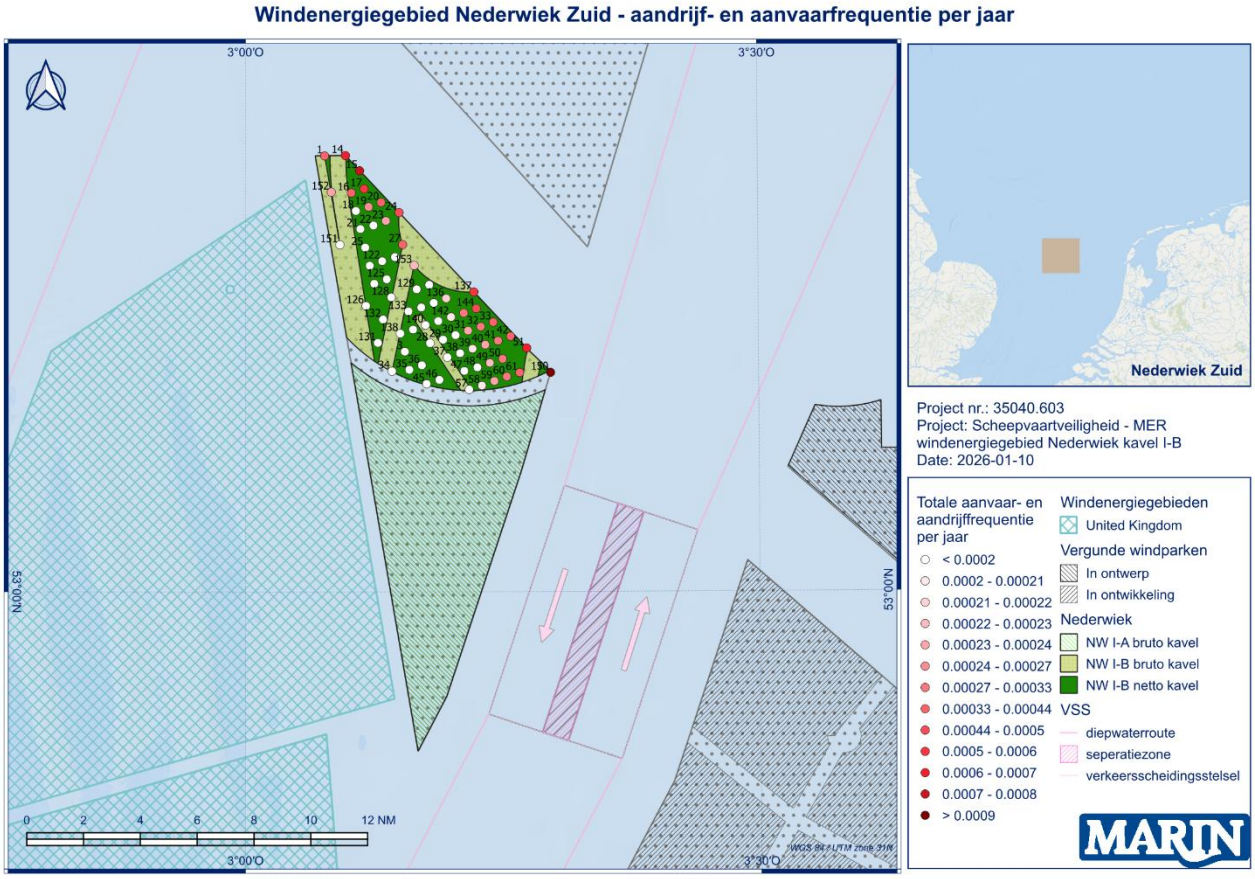
4.1 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied

Door de aanwezigheid van het windenergiegebied 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 windenergiegebied. 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.

Voor een indicatie van de ruimtelijk verdeling van de aanvaar- en aandrijfrisico’s zijn in Figuur 4-1 grafisch de individuele aanvaar- en aandrijffrequenties per turbine weergegeven. Deze volgen uit de eerdere studie naar geheel kavel I [Ref 27.]. De getoonde getallen naast de turbines betreffen de turbine nummering.

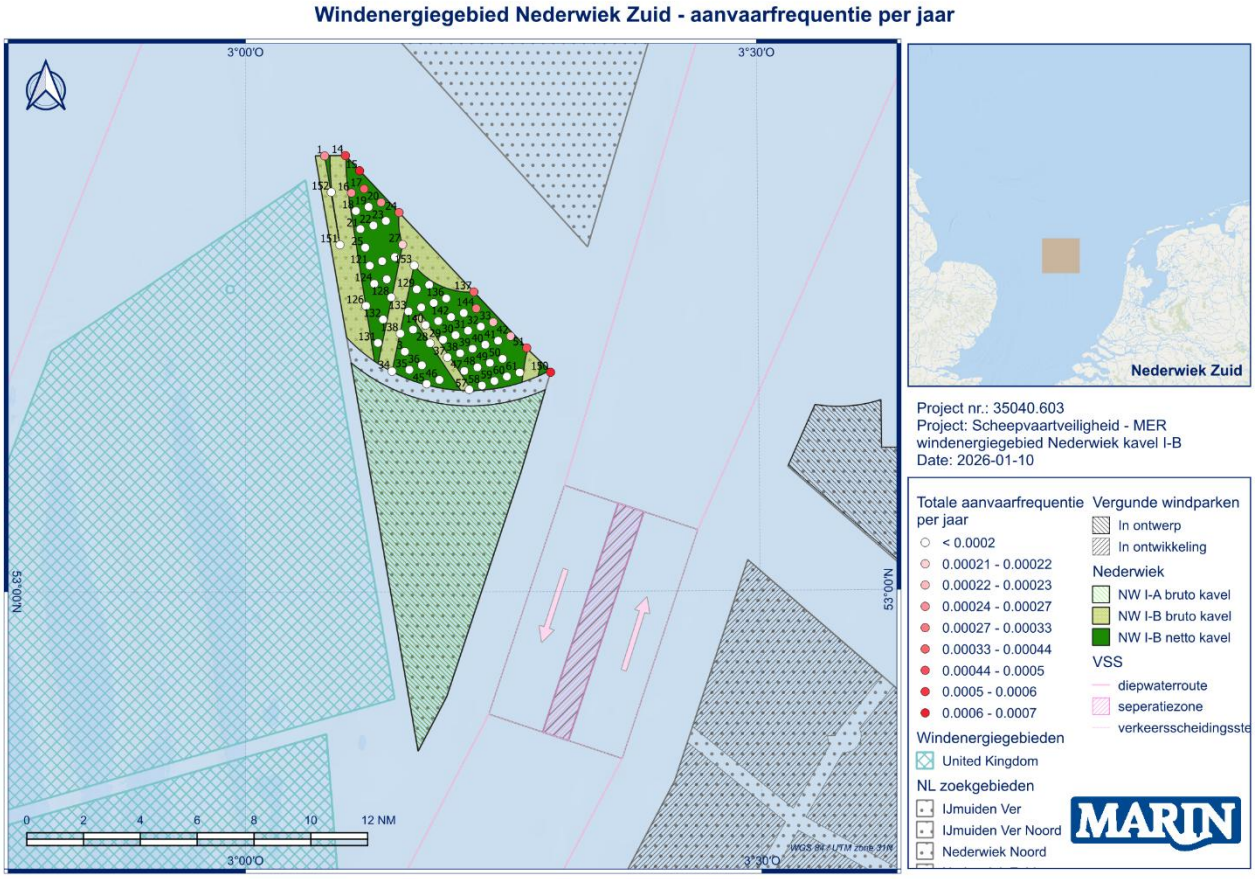
Uit de tabellen en de verschillende figuren blijkt dat de windturbines op de noordoost hoek van de kavel relatief de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door verkeer in de clearway tussen Nederwiek Noord en Zuid en de naastgelegen verkeersbanen van het scheidingstelsel. De verkeersdichtheid ter plaatse van windenergiegebied Norfolk Boreas is erg laag.



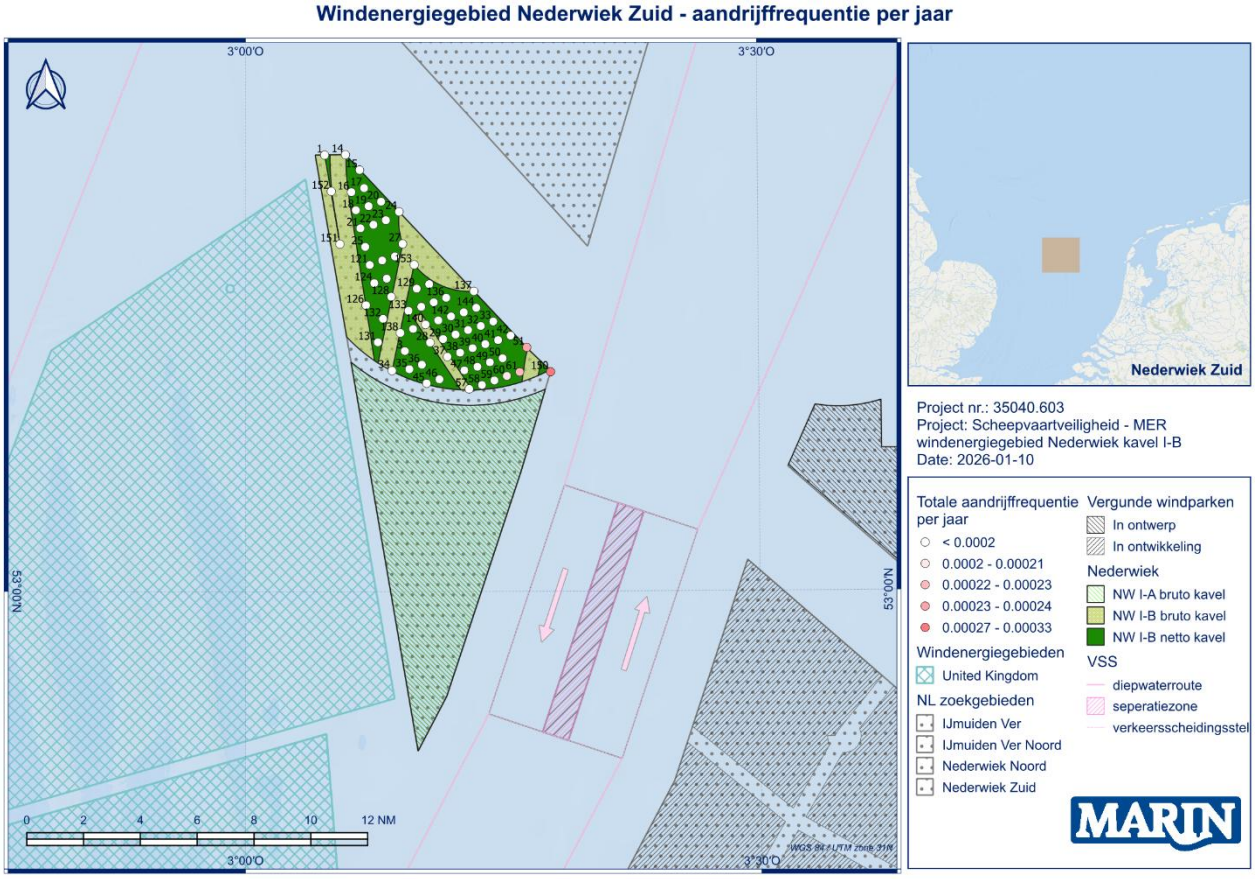
Figuur 4-1 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen en aandrijffrequentie/driften per turbine

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 niet een typisch patroon anders dan dat de turbines aan de noord- en oostzijde van het windenergiegebied een relatief hogere aanvaarkans hebben dan de turbines verder van de rand.

Uit de figuur voor aandrijven volgt dat met name de turbines aan de oostzijde van het park, dichtbij de drukke hoofdscheepvaartroutes, een verhoogde kans hebben.



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 I-B is 0,0187, dit is equivalent aan eens per 53 jaar.

Tabel 4-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel I-B

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		
Nederwiek kavel I-B	76	0,0013	0,0072	0,0085	0,0091	0,0011	0,0102	0,0187	53

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 0,000246 bedraagt, oftewel eens per 4058 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 1023 jaar en 89794 jaar.

De gemiddelde en maximale frequentie per turbine is vergelijkbaar met de aanvaar- en aandrijffrequenties voor de kavels Alpha, Beta en Gamma 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 I-B

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 windenergiegebied	76	1,77E-05	9,47E-05	1,12E-04	1,20E-04	1,41E-05	1,34E-04	2,46E-04	4058
Turbine met maximale frequentie	Nr:150	2,38E-04	4,51E-04	6,88E-04	2,64E-04	2,51E-05	2,90E-04	9,78E-04	1023
Turbine met minimale frequentie	Nr:127	4,22E-07	1,07E-05	1,11E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,11E-05	89794

De turbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 150 welke op de noordoosthoek 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, olie- en chemicaliëntankers en aanwezige vissers.

Bovengenoemde aanvaar- en aandrijffrequenties zijn op basis van enkelvoudige bodemgefundeerde turbinefundaties. Wanneer ook multipile funderingen worden toegestaan, met een totale horizontale breedte op de waterlijn van circa 50 meter, zullen de gepresenteerde frequenties naar verwachting met een factor 1,5 tot 2 toenemen. Voor een nadere duiding van het effect van deze funderingstype op de aanvaar- en aandrijffrequenties is een extra berekening benodigd.

In Tabel 4-3 staat een uitsplitsing naar scheepstype en scheepsgrootte van de aanvaar- en aandrijffrequenties van de routegebonden schepen. De tankers (olie en chemicaliën) hebben de hoogste frequenties over alle scheepstypen gezien.

Tabel 4-3 Aandrijf- en aanvaarfrequenties route-gebonden schepen per type

	Totaal	Percentage van totaal
Bulker	1,40E-03	13%
Chemical	2,19E-03	21%
Container	5,18E-04	5%
GDC	4,39E-04	4%
LNG	5,21E-04	5%
LPG	3,04E-04	3%
OBO	3,18E-06	0%
Oil	3,35E-03	32%
Pass/Ferry	1,47E-03	14%
RoRo	2,65E-04	3%
Totaal	1,05E-02	100%

4.2 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.

4.2.1 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 4-4 wordt het aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie gegeven per scheepstype en per type schade. Zo wordt er gepresenteerd dat er in ruim 44% van de aanvaringen of aandrijvingen door alle scheepstypen substantiële schade aan de scheepshuid optreedt en in circa 18% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine er sprake is van substantiële schade aan de scheepshuid van een olietanker.

Tabel 4-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade

	Nederwiek Kavel I-B			
Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos[6]	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0,3%	16,8%	0,8%	17,9%
Chemicaliëntanker	0,1%	9,0%	2,6%	11,7%
Gastanker	0,1%	3,8%	0,5%	4,4%
Container+ RoRo	0,1%	3,2%	0,9%	4,2%
Ferry	0,5%	3,2%	4,2%	7,9%
Overige R-schepen	0,1%	7,6%	2,1%	9,8%
N-schepen	2,0%	0,9%	41,2%	44,1%
Alle schepen	3,2%	44,4%	52,3%	100,0%

[6] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Begin 2025 is een 3D FEM analyse uitgevoerd waarbij voor drie scheepstypen (chemicaliëntanker, passagierschip en containerschip) en scheepsgroottes (10.000GT, 100.000GT en 200.000GT) de effecten van een aanvaring dan wel aandrijving met een 10MW monopile fundering is onderzocht [Ref 32.]. Hieruit blijkt dat in alle onderzochte gevallen geen verlies van lading of lekkage plaats vindt, omdat de schade niet reikt tot compartimenten met lading of brandstof.

Ook de dubbelwandigheid van olietankers betekent schade aan de scheepshuid niet direct dat ook uitstroom van ladingolie plaats vindt. Voor de aanwezige bunkerolie geldt deze dubbelwandigheid niet altijd. In APPENDIX 2 (Tabellen A2-1 t/m A2-2) staat per scheepstype en grootteklasse een inschatting van de aanwezige ladingolie en bunkerolie (zware stookolie + diesel). Dit is niet representatief qua kwantificering van het verliesrisico maar geeft een inzicht in een maximale hoeveelheid olie dat aan gevaar wordt blootgesteld.

In APPENDIX 2 (Tabellen A2-3 t/m A2-4) staan vergelijkbare overzichten voor chemicaliën en gastankers. Ook hiervoor geldt dat de gepresenteerde grootheden niet representatief zijn qua kwantificering van het verliesrisico maar slechts inzicht geven in de maximale hoeveelheid dat aan gevaar wordt blootgesteld.

4.2.2 Tiplaagte windturbines

De tiplaagte van een turbineblad is minimaal 25 meter. Deze afstand betekent dat de rotors alleen een mogelijk gevaar zijn voor bruggen/dekhuizen/apparatuur (radars e.d.), lading (bijvoorbeeld hoog gestapelde containers) en de opbouw van cruiseschepen, ferry's en RoRo schepen. Een botsing met de scheepsromp zal naar verwachting ook geen noemenswaardige schade opleveren aan de scheepsromp zelf als gevolg van het verschil in stijfheid tussen het schip en het turbineblad in het horizontale vlak. Bruggen/dekhuizen/hutten hebben doorgaans, in relatie tot de scheepsromp, lichtere constructies waar een turbineblad lichte schade aan zou kunnen aanrichten als gevolg van de massatraagheid van het turbineblad. Denkbaar is dat flinke deuken ontstaan.

Op moment dat de draaiende rotor van de windturbines niet of niet tijdig wordt gestopt wanneer een schip in de buurt komt, dan is sprake van beduidend meer kinetische energie bij de botsing tussen het blad en het schip. De inschatting van een MARIN expert, met expertise op het gebied van scheepstructuren en impacts, is dat in dit geval de schade aan de scheepsromp nog steeds relatief klein is. Mogelijk zelfs geen scheuren maar gedeeltelijke plastische vervorming. Als het blad de zijpanelen raakt, die relatief licht in stijfheid zijn in vergelijking met de hoofdconstructie van het schip, kan dit enige schade opleveren, waaronder scheuren van de beplating. Als het roterende blad de lichtere structuren raakt, zoals het stuurhuisdek en radars en apparatuur, dan kan aanzienlijk hogere schade verwacht worden.

Het aandeel van cruiseschepen en ferry's in de totale aanvaar- en aandrijffrequentie bedraagt circa 8%. In het geval van RoRo schepen bedraagt het aandeel 1%. Voor de overige scheepstypen geldt voor bruggen/dekhuizen dat op basis van het ruimtebeslag de aandrijffrequentie maximaal 10% bedraagt van de aandrijffrequenties zoals gepresenteerd in paragraaf 4.1. Naar verwachting zal in dat geval ook de windturbinefundering worden geraakt. Dit laatste geldt ook voor aanvaringen.

4.2.3 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 windenergiegebied gesommeerd weergegeven in Tabel A1-4 in de APPENDIX 1. In Tabel 4-5 is per type gevolgschade het aandeel in de totale aanvarings- en aandrijvingsfrequentie gegeven. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat voor circa 56% 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.

Tabel 4-5 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine

	Kavel I-B	
Schade aan turbine	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0,004184	22%
Scheef	0,010578	56%
Omvallen	0,003357	18%
GosMos	0,000608	3%
Totaal	0,018727	100%

4.2.4 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 A1-5 is voor het gehele windenergiegebied 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 dat mensen van boord vallen door de impact van de aanvaring, bekneld raken of dat hutten worden doorboord door onderdelen van een windturbine.

In APPENDIX 2 (Tabellen A2-5 en A2-6) is per scheepstype en grootteklasse een inschatting van de gemiddeld aanwezige mensen gepresenteerd. Dit is niet representatief qua kwantificering van het risico maar geeft een inzicht in de hoeveelheid mensen die aan gevaar worden blootgesteld.

4.3 Effect aanwezigheid platform K13-A en WGT leiding

In het midden van de clearway ligt het offshore platform K13-A. Het platform K13-A produceert momenteel niet vanuit het oorspronkelijke veld maar wordt tegenwoordig gebruikt als bypass-platform voor de behandeling en het transport van gas. Het effect van realisatie van de windenergiegebieden (waaronder windenergiegebied Nederwiek) op de aanvaar- en aandrijffrequentie van platform K13-A is eerder onderzocht en gepubliceerd [Ref 23.]. De conclusie is dat de aanvaar- en aandrijffrequenties voor het platform toenemen als gevolg van clustering van het scheepvaartverkeer door de clearway. Ditzelfde geldt voor het gedeelte WGT leiding in de clearway, ook hier neemt de verkeersintensiteit boven dit gedeelte van de leiding toe als gevolg van de Wind op Zee ontwikkelingen [Ref 24.].

Met de aanwezigheid van dit platform K13-A is rekening gehouden bij de bepaling van de definitieve netto kavelgrenzen van Nederwiek kavels I-B. Hierdoor is de afstand tussen het platform en de kavelgrens minimaal 2,5 nm waardoor de clearway plaatselijk breder is dan 4 nm. Dat betekent dat de passeerafstand ten opzichte van de windturbines van kavel I-B ruimschoots is gewaarborgd.

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 1.] (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. De eerdere analyse voor geheel Nederwiek Zuid is daarbij als uitgangspunt gebruikt.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is in het verleden een willekeurig windenergiegebied[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 windenergiegebied en de verstoring van het windenergiegebied 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 windenergiegebied 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.

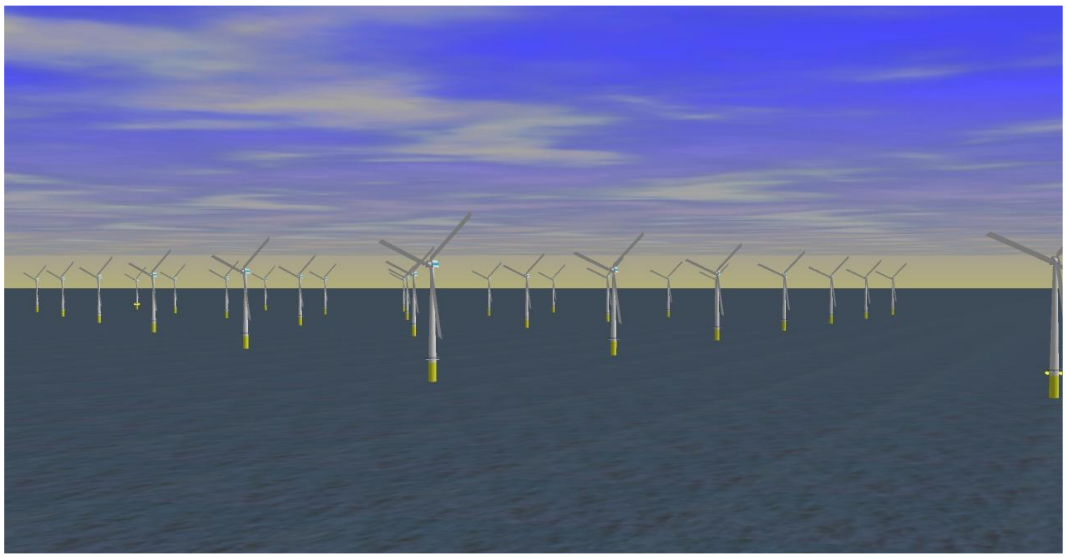
Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windenergiegebied;
3. Afstand tot het windenergiegebied.

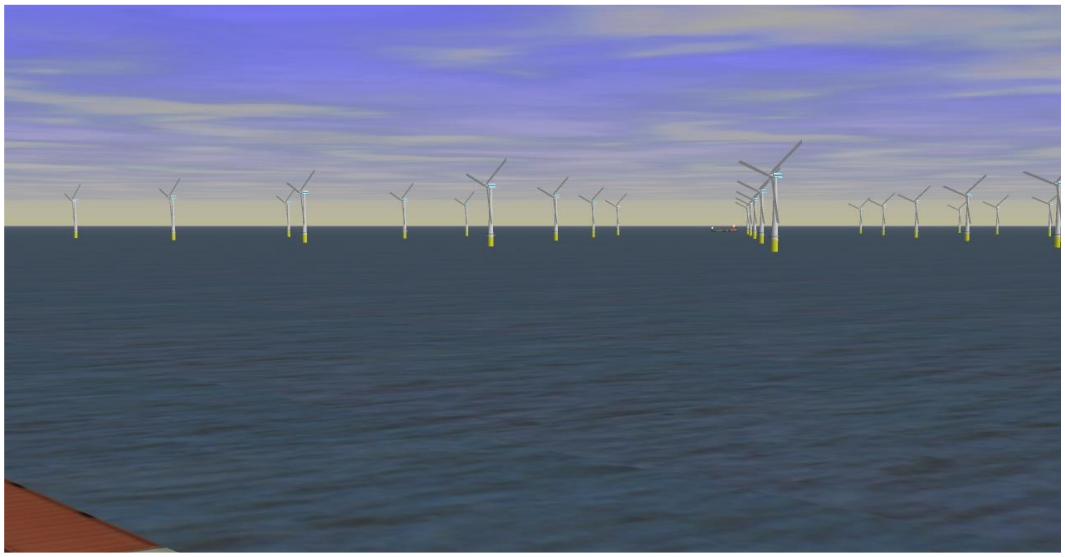
Op de simulator zijn drie windenergiegebieden gemodelleerd:

1. een windenergiegebied met de windturbines op de hoekpunten van vierkanten;
2. een windenergiegebied met een versprongen opstelling;
3. een windenergiegebied zoals in de eerste optie, maar dan met een scherpe punt van 45°.

[7] Het gaat hier om een willekeurig windenergiegebied en niet het specifieke windenergiegebied dat in deze studie wordt onderzocht.



Figuur 4-4 Windenergiegebied gezien vanaf het eigen schip



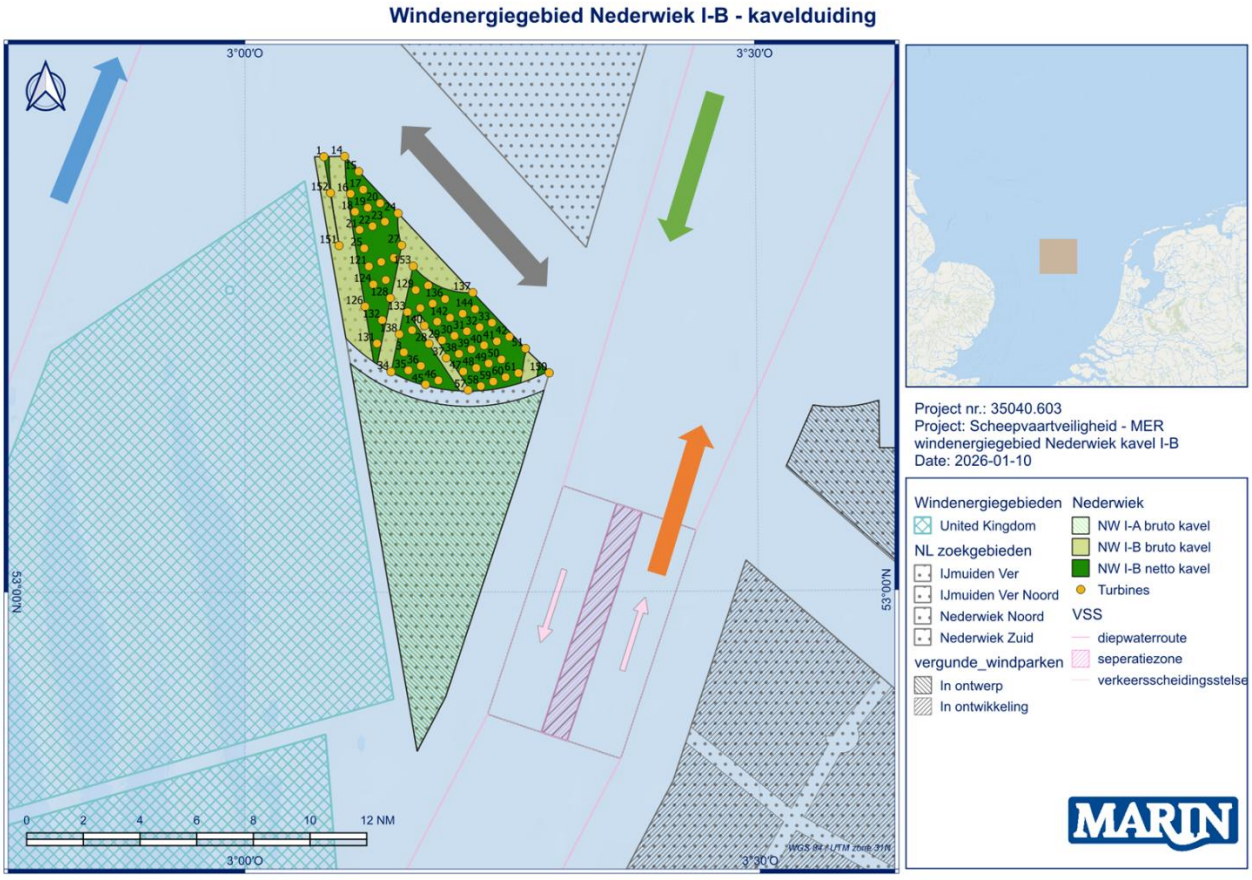
Figuur 4-5 Windenergiegebied gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld

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 windenergiegebied vaart, waardoor men beter oplet en eerder reageert dan in de praktijk. Verder dient wel opgemerkt te worden dat, hoewel de wettige passeerafstand minimaal 500 m is, men in de praktijk op grotere afstand langs het windenergiegebied 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 windenergiegebied voor. Bij veel parken zorgt de normale scheepsafwikkeling, gegeven de herkomst en bestemming, vaak voor grotere afstanden tot het windenergiegebied 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.

Bij de situatie rond Nederwiek (kavel I-B) is zichtbaar dat, gelet op de verschillende verkeerroutes en verkeersstromen rond het park, er weinig tot geen situaties zijn waarbij kavel I-B de zichtlijnen beïnvloedt voor bestaande scheepvaartroutes. Wel is er bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Het bestemmingsverkeer/werkvaart betreft naar verwachting goed manoeuvreerbare schepen waarvoor de 1,6 nm tot de VSS, en 500m tot overige niet-routegebonden verkeer, voldoende is qua zicht.

Aan de noordkant van Kavel I-B is een scheepvaartroute (clearway) voor schepen onder andere van en naar het Verenigd Koninkrijk (grijze pijl in Figuur 4-6). De schepen in deze clearway kruisen de schepen in de noord-zuid georiënteerde VSS ten oosten van het kavel (groene en oranje pijl). Hierbij hinderen de turbines binnen Kavel I-B niet het directe zicht. De afstand tussen de noordgaande schepen op het VSS en de turbines is voldoende voor goed zicht op de schepen in de corridor om te kunnen uitwijken 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 westzijde van Kavel I (blauwe pijl), echter dit is op een dermate grote afstand tot het windenergiegebied dat geen sprake is van zichtbelemmering.



Figuur 4-6 Verkeersstromen rond Nederwiek Zuid (kavel I-B)

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 windenergiegebieden 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 9.]. Binnen dit onderzoek zijn met behulp van SAMSON verschillende berekeningen uitgevoegd [Ref 9.]. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 18.]). Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten gebruikt, waarbij het doorvaart beleid de meest relevante wijziging is.

Om de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijziging in de routestructuur te bepalen is binnen deze studie voor Nederwiek – Kavel I-B gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van deze beide onderzoeken. In APPENDIX 3 is de management samenvatting van het meest recentste onderzoek ([Ref 18.]) opgenomen.

Op basis van beide onderzoeken kan geconcludeerd worden dat het cumulatieve effect van de verschillende windenergiegebieden 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 cumulatieve onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen integrale doorvaart in de windenergiegebieden plaatst zal vinden) naar het versnellingsscenario RK2030, is de totale verwachte aanvaar- en aandrijffrequentie 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 Nederwiek (gehele gebied) ten opzichte van de bestaande vaarbanen (VSS) heeft de aanleg van het windenergiegebied niet tot nauwelijks invloed op de route structuur op de Noordzee.

4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico

<u>Werkverkeer van/naar het windenergiegebied</u>
Binnen deze studie is, net als bij de in 2019 uitgevoerde studie naar cumulatieve effecten [Ref 9.], rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw en het onderhoud van de windenergiegebieden. De effecten van dit extra verkeer zijn dus meegenomen in de kwantitatieve analyse uitgevoerd met SAMSON.

In APPENDIX 4 zijn de uitgangspunten toegelicht ten aanzien van verkeersgroei waaronder de verwachte groei van werkvaart. Voor windenergiegebied Nederwiek is uitgegaan van het moederschipscenario dat met een frequentie van 1x per week naar het windenergiegebied 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.

<u>Werkverkeer binnen windparken</u>
Het werkverkeer binnen windparken betreft bestemmingsverkeer met specifieke gedragingen, type schepen en daarmee een eigen risicoprofiel. Momenteel is dit risicoprofiel van het werkverkeer (nog) niet goed te kwantificeren met SAMSON.

De windenergiesector schakelen voornamelijk servicepartijen in die het onderhoud en reparaties uitvoeren aan de windturbines en andere assets in het windpark, die gerelateerd zijn aan de productie en transport van windenergie (koppelstations, transformatorplatformen) [Ref 33.]. Hierbij worden verschillende soorten schepen gebruikt. Kleinere schepen zoals de zogenaamde Crew Transfer Vessels (CTV), met afmetingen tot 25 meter in lengte, grotere onderhoudsschepen van gemiddeld 90 meter uitgerust met redundant uitgevoerde Dynamic Positioning (DP2) en grote zogenaamde jack-up vaartuigen tot ongeveer een lengte van 200 meter, vooral ingezet voor grote reparaties zoals het vervangen van turbineonderdelen en rotorbladen. Voor deze schepen zijn onderhoudszones ingericht binnen het windpark ten behoeve van de veiligheid. De onderhoudszones bevinden zich binnen een straal van 500 meter rondom windturbines en binnen 250 meter aan weerszijden van infield-kabels.

In een kwalitatief onderzoek dat MARIN in 2023 heeft uitgevoerd komt de trend naar voren dat servicepartijen steeds vaker grootschalige en langdurige onderhoudscampagnes uitvoeren [Ref 33.]. Daarbij zijn meerdere typen schepen in gelijktijdig in gebruik en is er in een segment van een windpark een hogere intensiteit aan scheepvaartverkeer. Door de inzet van permanent op locatie aanwezige grotere schepen met veel passagiersaccommodatie voor technici en CTV-bemanning, vinden deze campagnes ook steeds vaker 24/7 plaats. Voor windparken ver op zee zoals Nederwiek ligt het voor de hand dat dergelijke passagiersaccommodatieschepen, ofwel Service Operation Vessels (SOV's), in combinatie met CTV's zullen worden gebruikt.

Voor het werkverkeer bestaan verschillende procedures om toegang tot het windpark te krijgen waarbij vaak gebruik gemaakt wordt van 'weather windows', ofwel van tevoren bepaalde maximale golfhoogtes en windkracht waaronder operaties in het windpark mogen worden uitgevoerd. Ook geldt een meldingsplicht bij de Kustwacht voor het binnenvaren van een windpark.

Er zijn met name twee ongevalstypen relevant ten aanzien van het werkverkeer binnen windparken. Dit is enerzijds de mogelijkheid dat schepen onderling elkaar aanvaren of aandrijven en anderzijds dat schepen tegen de turbine varen/drijven.

De gevolgen bij een schip-schip aanvaring kunnen ernstig zijn, ook als het kleine schepen (<500GT) betreft, zoals blijkt uit een incident uit 2013 waarbij een visserschip een bewakingschip aanvaart met 11 knopen [Ref 34.]. Hierbij zijn drie bemanningsleden overleden. Er zijn ook voorbeelden van letsel bij aanvaringen op lage snelheid, zoals bij de Glomar Venture in april 2025 [Ref 40.]. Zoals ook naar voren komt in de eerder genoemde kwalitatieve studie [Ref 33.] zijn de CTV's relatief snelle schepen waarmee een snelheid van 25 knopen haalbaar is. De kans op dergelijke ongevallen binnen een windpark is sterk afhankelijk van de intensiteit van het aanwezige werkverkeer en de kwaliteit van de maritieme coördinatie van het aanwezige Operationele Controle Centrum (OCC).

De kans dat werkverkeer een windturbine raakt wordt als relatief hoog ingeschat. Deze schepen meren af bij de turbines om personeel over te laten stappen. Een kleine offset of inschattingsfout is voldoende om de turbine op een onbedoelde plek of onbedoeld moment te raken. Op basis van de in paragraaf 3.4.1 gepresenteerde schadematrix is echter geen significante schade aan het schip dan wel de turbine te verwachten bij schepen kleiner dan 1000GT. Ook zal in de meeste gevallen sprake zijn van een lage (manoeuvreer) snelheid nabij de turbine waardoor de kinetische energie in de botsing laag is en geen significante schade oplevert.

Op moment dat op lage of hogere snelheid een turbinefundering wordt geraakt is het aannemelijk dat er gewonden kunnen vallen of dat mensen overboord kunnen slaan als gevolg van de impact. Ook het aantal overstapmoment van schip naar schip of van schip naar object (turbine/transformatorplatform) is een aandachtspunt. Het benodigde onderhoudspersoneel zijn niet allemaal zeevarenden waardoor de kennis en ervaring op het gebied van calamiteiten en overleven op zee beperkter is [Ref 29.].

5 MAATREGELEN

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en het “vergelijken” van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studie naar de cumulatieve effecten [Ref 9.]. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle binnen [Ref 9.] 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 AIS-basestation, radar, VHF-antenne, RDF en CCTV

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeeschepen 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 windenergiegebied 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 windenergiegebied 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 28.].

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 5.2.

5.2 Vessel Traffic Management/Monitoring (VTMon) [Ref 9.]

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 [Ref 9.]. 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 19.]. In 2025 is de Kustwacht gestart met de VTMon taak.

Op basis van aanvullend onderzoek is de conclusie dat het lastig zal zijn om de effectiviteit van VTMon op kwantitatieve wijze te monitoren [Ref 19.]. 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 19.]. 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 19.].

De OvV stelt dat VTMon als beheersmaatregel beperkt effectief zal zijn [Ref 30.]: "*Voor de mondiale zeevaart is internationaal maar één vorm van verkeersbegeleiding, namelijk die van VTS gebaseerd op de IMO en IALA kaders. Omdat VTMon hiervan afwijkt, zou het bij scheepsbemanning voor verwarring kunnen zorgen. De meerwaarde van VTMon is vooral beperkt tot vroegtijdige signalering van het op drift raken van schepen en betekent daarmee niets voor potentiële aanvaringen van schepen onderling, terwijl VTS doorgaans daarop is gericht. Bovendien zijn op dit moment nog geen ondersteunende slimme systemen voor VTMon beschikbaar, waardoor de effectiviteit vooral afhankelijk is van één operator die verschillende windparken volgt met de focus op maximaal 10 zeemijl rondom het windpark. Op basis van deze overwegingen concludeert de Raad dat de inzet van VTMon als beheersmaatregel in de praktijk beperkt effectief zal zijn.".*

In een recente studie vanuit het MOSWOZ programma is met behulp van simulatoren onder andere de effectiviteit van een drietal mitigerende maatregelen onderzocht [Ref 31.]. De conclusie uit dit onderzoek ten aanzien van VTMon is dat het een nuttige maatregel is om schepen te begeleiden tijdens het navigeren tussen windenergiebieden op zee en assistentie te verlenen tijden incidenten en ongevallen. Wel worden een aantal aanbevelingen gedaan om de effectiviteit van deze maatregel te vergroten zoals extra operator capaciteit tijdens noodsituaties, duidelijk gedefinieerde taken en verantwoordelijkheden voor de VTMon-operator en passende ondersteunende systemen beschikbaar te stellen voor de VTM-operator.

5.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windenergiegebieden [Ref 9.]

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). Hierbij dient aandacht te bestaan voor eventuele lichthinder voor passerende schepen [Ref 31.].

5.4 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) [Ref 9.]

Zoals uit de berekeningen volgt, vormt aandrijven een aanzienlijk deel van het risico. Een aandrijving, als gevolg van een storing in de voortstuwing 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 voordat een windturbine wordt geraakt.

Algemeen wordt ondersteund dat de inzet van een of meer ERTV's in het gebied effectief kan zijn bij de opvang van driftende schepen en een mitigerende werking kan hebben bij aandrijvingen met andere schepen en/of windturbines. Bij deze mogelijke effectiviteit geldt voor Nederwiek een belangrijke kanttekening want ERTV's sorteren weinig effect voor schepen die dicht bij windturbineparken een stuurfout maken dan wel kampen met technisch falen. Dan is de beschikbare responsetijd van ERTV's te kort. Windenergiegebied Nederwiek dat ver op zee ligt, een afstand van minstens 50nm vanaf windenergiegebied Hollandse Kust Zuid waar de ERTV 'Protector' gepositioneerd is, betekent een aanvaartijd van minstens 3 uur. De ERTV 'Guardian', gestationeerd bij Den Helder, ligt op een vergelijkbare vaarafstand.

Ook de OvV stelt dat ERTV's beperkt effectief zijn [Ref 30.]: "*De effectiviteit van een ERTV bij een incident hangt af van de aanvaartijd, de mogelijkheid van het maken van een sleepverbinding, de technische betrouwbaarheid en de trekkracht. Vanaf windkracht 6 is het begeleiden van sommige windgevoelige schepen voor de huidige ERTV's al uitdagend. Op basis hiervan concludeert de Raad dat de inzet van deze ERTV's als beheersmaatregel beperkt effectief is*."

Een positionering van de ERTV dichtbij windenergiegebied Nederwiek zal de effectiviteit van de ERTV positief beïnvloeden omdat de aanvaartijd daarmee wordt verkort.

In een recente studie vanuit het MOSWOZ programma is met behulp van simulatoren onder andere de effectiviteit van een drietal mitigerende maatregelen onderzocht [Ref 31.]. De conclusie uit dit onderzoek ten aanzien van ERTV's is dat het effectieve maatregel lijkt tijdens incidentbestrijding. Wel wordt in het MOSWOZ eindrapport de aanbeveling gedaan om de effectiviteit van deze maatregel te vergroten door optimalisatie van aanvaartijden en sleepverbindingen, de eisen aan de ERTV's nader te onderzoeken en te bepalen wat de meest optimale samenstelling van de vloot is [Ref 38.]. Dit laatste wordt ook onderschreven vanuit de door Antea Group uitgevoerde beleidsevaluatie 'Noodhulp op de Noordzee' [Ref 39.]. Daarnaast volgt uit laatstgenoemde beleidsevaluatie de aanbeveling om een verkeersmonitoringsnorm te ontwikkelen om daarmee eerder onmanoeuvreerbare schepen eerder te kunnen identificeren en het handelingsperspectief voor ERTV's te verbeteren [Ref 39.].

In 2024 is een eerste onderzoek afgerond naar het implementeren van de ERTV maatregel in het SAMSON model. De daadwerkelijke implementatie dient echter nog plaats te vinden.

5.5 Extra SAR-capaciteit [Ref 9.]

Dit heeft met name impact op de gevolgen van ongevallen voor bemanningen van schepen en werknemers in de windenergiegebieden. 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 KNRM en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windenergiegebieden bij slechte omstandigheden wanneer de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf land worden dan beperkend

SAR ver op zee is ook een onderwerp binnen het lopende MOSWOZ-programma van RWS en hier is in 2023 ook verkennend onderzoek naar gedaan [Ref 25.]. 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. Ook dienen aanvullende normen te worden gesteld aan de windsector voor redding op zee, dit vergelijkbaar met de olie- & gasindustrie [Ref 25.]. Zo zouden accommodatie-schepen in/nabij windenergiegebieden een SAR taak kunnen krijgen en uitgerust kunnen worden met SAR middelen.

Op basis van dit verkennende onderzoek wordt binnen het MOSWOZ programma verder vorm gegeven aan SAR ver op zee. Tevens wordt door het ministerie van I&W momenteel de Nota ‘Maritieme en aeronautische noodhulp op de Noordzee 2010-2015’ uit 2009 herzien, waarbij rekening gehouden wordt met windenergiegebieden ver op zee zoals Doordewind. Uit de beleidsevaluatie van Antea Group volgt dat huidige SAR normen volstaan voor wat betreft de middelen van de Kustwacht [Ref 39.].

5.6 Bestrijding milieuverontreinigingen

In de studie naar de cumulatieve effecten [Ref 9.] is gesteld dat het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal 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. In de beleidsevaluatie van Antea Group wordt gesteld dat de kans op incidenten wel toeneemt maar de kans op reële olie-uitstroom op een vergelijkbaar niveau blijft vanwege het toenemende aantal schepen met dubbelwandige bunkertanks [Ref 39.]. In dit laatstgenoemde beleidsadvies wordt terecht gesteld dat de uitstroom van niet-drijvende stoffen/verontreinigingen niet of minder goed te bestrijden zijn. Dit is een aandachtspunt gezien de verwachte toekomstige scheepsbrandstoffen zoals omschreven in de laatste alinea van paragraaf 3.4.3.

5.7 Fysieke beveiliging windenergiegebieden [Ref 41.]

Met de toenemende hoeveelheid windturbines op de drukbevaren Noordzee heeft MARIN het initiatief genomen om, aanvullend aan bestaande mitigerende maatregelen, een aantal vangrail concepten te testen. Met een team experts vanuit de offshore industrie is een variëteit aan concepten bedacht waaruit er drie zijn geselecteerd om te beproeven op modelschaal.

Het beoogde doel van de vangrail concepten is dat aandrijving tussen een stuurloos driftend schip en een windturbine kan worden voorkomen door middel van een fysieke barrière aan de buitenzijde van een windenergiegebied. Op basis van initiële modeltesten blijkt dat het fysiek tegenhouden van een bulk carrier mogelijk is.

Het onderzoek bevindt zich nog in een verkennende fase (laag TRL niveau). 3 concepten zijn op modelschaal beproeft op basis van een enkele geselecteerde bulk carrier. Nader onderzoek is nodig om de concepten door te ontwikkelen naar een prototype waarvan de werking is aangetoond in verschillende omstandigheden en voor verschillende scheepstypen.

5.8 Noordzeeloods

Een noordzeeloods, ook wel diepzeeloods genoemd, kan worden ingezet om schepen over de Noordzee te loodsen. Een loods adviseert de kapitein over de beste navigatieroute en assisteert bij een vlotte doorvaart. Een noordzeeloods kan helpen in het verhogen van de ‘situational awareness’ van de kapitein die de Noordzee bevaart. Het hebben van een noordzeeloods aan boord is echter niet verplicht.

In een recente studie vanuit het MOSWOZ programma is met behulp van simulatoren onder andere de effectiviteit van een drietal mitigerende maatregelen onderzocht [Ref 31.]. De conclusie uit dit onderzoek

ten aanzien van Noordzeeloodsen is dat het waardevolle veiligheidsmaatregel blijkt te zijn bij het navigeren tussen windenergiegebieden op zee: "*Kennis over de lokale kenmerken van de Noordzee maakt het gemakkelijker om de juiste beslissingen te nemen om aanvaringen te voorkomen. Bovendien helpt de ervaring en communicatieve vaardigheden van de diepwaterloods bij de communicatie met partijen als VTMon en ERTV tijdens crisissituaties.*"

5.9 Resumé maatregelen

In het MOSWOZ eindrapport staat juist opgemerkt dat de samenhang tussen maatregelen uiteindelijk de mate bepaalt waarin de risico's kunnen worden beperkt [Ref 38.]. Hierbij wordt het Sense-Decide-Act principe genoemd, met daarbij als voorbeeld de combinatie tussen:

- de sensoren (paragraaf 5.1) die het mogelijk maken om risicovolle situaties tijdig te detecteren;
- VTMon-operators (paragraaf 5.2) die de informatie van de sensoren verwerken en op basis daarvan vroegtijdig schepen in nood te herkennen en de juiste actie in gang te zetten;
- De ERTV (paragraaf 5.4) die als laatste verdedigingslinie de fysieke interventie uitvoert.

Daarnaast wordt ook in dit MOSWOZ eindrapport onderkent dat de nodige onzekerheden bestaan over de effectiviteit van maatregelen [Ref 38.].

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

Voor kavel I-B van windenergiegebied Nederwiek zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor de aanvaar- en aandrijffrequenties van de turbines, maar deze aanvaar- en aandrijffrequenties zijn ontleend aan de eerdere studie naar geheel kavel I [Ref 27.].

Belangrijk uitgangspunt bij deze studie is dat wordt uitgegaan van geen integrale doorvaart in Nederwiek. Alle passerend verkeer vaart dus langs het windenergiegebied. Alleen bestemmingsverkeer (werkvaart) zal in de toekomst binnen het park varen, het risico van deze schepen is kwalitatief beoordeeld.

Tabel 6-1 geeft de totale aanvaar- en aandrijffrequenties, Voor kavel I-B is dit eens in de 53 jaar. De gemiddelde en maximale frequentie per turbine is vergelijkbaar met de aanvaar- en aandrijffrequenties voor kavels Alpha, Beta en Gamma binnen windenergiegebied IJmuiden Ver maar beduidend lager dan de aanvaar- en aandrijffrequenties voor windenergiegebied Hollandse Kust West [Ref 10.] [Ref 22.].

De aandrijffrequentie is hoger dan de aanvaarfrequentie, waarbij de turbines op de noordoosthoek van het windenergiegebied de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. Van al het passerende routegebonden scheepvaartverkeer hebben de tankers (olie en chemicaliën) de relatief hoogste aanvaar- en aandrijffrequenties.

De turbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 150 welke op de noordoosthoek 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, olie- en chemicaliëntankers en aanwezige vissers.

Bovengenoemde aanvaar- en aandrijffrequenties zijn op basis van enkelvoudige bodemgefundeerde turbinefundaties. Wanneer ook multipile funderingen worden toegestaan, met een totale horizontale breedte op de waterlijn van circa 50 meter, zullen de gepresenteerde frequenties naar verwachting met een factor 1,5 tot 2 toenemen. Voor een nadere duiding van het effect van dergelijke funderingstypes op de aanvaar- en aandrijffrequenties is een extra berekening benodigd.

Tabel 6-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel I-B

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		
Nederwiek kavel I-B	76	0,0013	0,0072	0,0085	0,0091	0,0011	0,0102	0,0187	53

6.2 Aanbevelingen

Wat betreft preventieve en mitigerende maatregelen zijn er beperkt nieuwe inzichten ten opzichte van eerdere uitgevoerde windenergiegebied-studies, zoals die voor IJmuiden Ver en Nederwiek. Details over deze maatregelen staan vermeld in hoofdstuk 5.

De 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 I-B van Nederwiek toe te staan, zal deze studie heroverwogen dan wel aangepast moeten worden.

Hoewel ten opzichte van vorige studies al de nodige inspanningen zijn verricht om de kennisleemten ten aanzien van gevolgschade te verkleinen, is gevolgschade nog steeds een punt van aandacht. Vooral mogelijke effecten als gevolg van schaalvergroting van windturbines en andere funderingstypen dan monopiles is een actuele kennisleemte.

REFERENTIES

[Ref 1.] Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (COLREGs)

Londen, 1972

[Ref 2.] C. van der Tak, J.H. de Jong

Safety Management Assessment Ranking Tool (SMART)

8th International Symposium on Vessel Traffic Services 1996

[Ref 3.] 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 4.] C. van der Tak

Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied “Hollandse Kust”

MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013

[Ref 5.] L. van Schaijk

Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel

MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014

[Ref 6.] J. Barentse

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

[Ref 7.] Y. Koldenhof, C. van der Tak

Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee

MARIN, 19287.630/4, juli 2004

[Ref 8.] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"

BSH 2005

[Ref 9.] 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 10.] Y. Koldenhof, K. Kauffman

Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Hollandse Kust (west)

MARIN, 31909-1-MO-rev.0.3, 25 september 2019

[Ref 11.] M. Orlando

Ship impact against wind turbines – A literature review

HVR engineering, 081.R030.M002, 11 december 2019

[Ref 12.] 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 13.] H. Huisman, Y. Koldenhof
FSA Routing Baltic
MARIN, 32774-1-MO-rev,1,0, 29 oktober 2021

[Ref 14.] H. Huisman, Y. Koldenhof
FSA doorvaart in passages in windenergiegebieden
MARIN, 33020-1-MO-rev.1, 19 oktober 2021

[Ref 15.] G. Kolk
Mitigerende Maatregelen Inrichting doorvaartpassages – risicobeoordeling en advies
Movares, 1 december 2021

[Ref 16.] Ministerie IenW, ministerie EZK, ministerie LNV & ministerie BZK
Programma Noordzee 2022-2027
Maart 2022

[Ref 17.] G. Kolk & S. Lokhorst
Breedte doorvaartpassages – windparken op zee
Movares, X23-GPK-HS-RAP-22007883, 2 december 2022

[Ref 18.] Y. Koldenhof
SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040
MARIN, 31797-1-MO-rev.1.0, augustus 2022

[Ref 19.] H. Huisman, C. Beenhakker
Mogelijkheden VTM in en rondom windenergiegebieden
Arcadis & MARIN, WXE7ZPM25JS7-1374141725-73, 8 maart 2023

[Ref 20.] J.H.A. van Rooij
Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea – final report
HVR engineering, 081.R030.M008-Rev.2, 5 maart 2024

[Ref 21.] Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK)
Conceptnotitie reikwijdte en detailniveau milieueffectrapport kavelbesluit I windenergiegebied Nederwiek (Zuid)
Mei 2023

[Ref 22.] A. Nap
Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied IJmuiden Ver – Veiligheidsstudie voor kavel Gamma
MARIN, 34651-1-MO-rev.1.0, juni 2023

[Ref 23.] Y. Koldenhof
Memo aanvaar- en aandrijffrequentie platform K13
MARIN, 33797, 22 december 2022

[Ref 24.] Y. Koldenhof
Verwachte scheepvaart verkeersintensiteiten WGT-pijpleiding
MARIN, 36389, 15 december 2025

[Ref 25.] M. van Nieuwenhuijze, B. van der Hoek, W. Gruijters
SAR ver op zee
Anteagroup, 0485025.100, 10 oktober 2023

[Ref 26.] Beleidsregel instelling veiligheidszone windparken op zee
https://wetten.overheid.nl/BWBR0042533/2023-01-01
Geraadpleegd November 2023

[Ref 27.] A. Nap
Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Nederwiek Kavel I
MARIN, 35040-1-MO-rev.1.1, 1 juli 2024

[Ref 28.] C. Beenhakker
Verkenning nut en noodzaak RDF en CCTV
Arcadis, NXTQ3UQVNNVC-162231325-189:B, 7 juni 2024

[Ref 29.] N. Neuman, C. Jackson & A. Nap
Risico-ontwikkelingen en mitigatie
MARIN, 77000-2-MO-rev.0.2, december 2024

[Ref 30.] Schipperen met de ruimte – beheersing van scheepvaartveiligheid op een steeds vollere Noordzee
Onderzoeksraad voor veiligheid (OvV), 13 Juni 2024

[Ref 31.] S. Van Es, J. Rypkema & E. Min
MOSWOZ simulator study – final report
Intergo, Intergo 4539, 20 Januari 2025

[Ref 32.] 3D FEM Analysis of the Effects of a Ship Collision on a Wind Turbine Support Structure
IV infra BV, 21 Maart 2025

[Ref 33.] M.Schipper & A.Nap
Maritieme risico's omtrent medegebruik windparken op zee – een eerste inventarisatie
MARIN, 34486-1-MO-rev.1.0, 24 april 2023

[Ref 34.] Aanvaring bewakingschip en visserschip Noordzee
Onderzoeksraad voor veiligheid (OVV), 2015

[Ref 35.] C. van der Gaag, N. Neuman, Y. Koldenhof
Risicoanalyse Search and Rescue - Kwantitatief onderzoek reddingscapaciteit Noordzee tot 2030
MARIN, 77004-1-MO-rev.0.2 concept, mei 2025

[Ref 36.] K. Kauffman, M. Hermans, T. de Jong
Netwerkanalyse Noordzee 2024 - Analyse van het scheepvaartverkeer in de periode 1 januari – 31 december
MARIN, 34243-4-MO-rev.1.0, juni 2025

[Ref 37.] P. de Graeff, A. Rietkerk, H. Huisman
Onderzoek actieve visserij in windparken
MARIN, 36368-1-MO-rev.0.1, oktober 2025

[Ref 38.] Verdiepingsnota scheepvaartveiligheid windparken op zee – Nú samen koersen naar een veilige Noordzee

Rijkswaterstaat – MOSWOZ i.s.m. Intergo, versie 1.01, augustus 2025

[Ref 39.] Evaluatie beleid noodhulp op de Noordzee

Antea Group, projectnummer 0496755.100, 30 september 2025

[Ref 40.] Rapportage ongevallen scheepvaart – januari 2025 – juni 2025

Onderzoeksraad voor veiligheid (OvV), Juni 2025

[Ref 41.] W. Otto, Y. Koldenhof, B.Buchner

INNOVATIVE CRASH BARRIER CONCEPTS TO PREVENT SHIP COLLISIONS WITH WIND

MARIN, OMAE2023-103850, 2023

APPENDICES

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDENERGIEGEBIED NEDERWIEK KAVEL I-B

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen per turbine voor alle verkeer voor kavel I-B

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Nederw1_wt1	2,9906E-05	2,2102E-04	8,2372E-05	2,4605E-05	3,5791E-04	2794
Nederw1_wt2	1,8238E-07	6,3122E-06	6,7145E-05	8,6087E-06	8,2249E-05	12158
Nederw1_wt3	2,9016E-07	6,3034E-06	1,0981E-04	8,6190E-06	1,2502E-04	7999
Nederw1_wt14	1,0394E-04	4,3206E-04	8,7669E-05	2,5900E-05	6,4957E-04	1539
Nederw1_wt15	8,8122E-05	5,3954E-04	8,9761E-05	2,6772E-05	7,4419E-04	1344
Nederw1_wt16	1,4111E-05	2,3321E-04	8,5121E-05	2,0983E-05	3,5342E-04	2829
Nederw1_wt17	3,5514E-05	4,0230E-04	8,8415E-05	2,3496E-05	5,4973E-04	1819
Nederw1_wt18	6,5676E-06	8,6554E-05	8,5599E-05	1,7536E-05	1,9626E-04	5095
Nederw1_wt19	1,5844E-05	1,4284E-04	8,8501E-05	1,9032E-05	2,6622E-04	3756
Nederw1_wt20	3,9558E-05	2,1078E-04	9,2124E-05	2,1011E-05	3,6347E-04	2751
Nederw1_wt21	3,2005E-06	5,1354E-05	8,6358E-05	1,5765E-05	1,5668E-04	6383
Nederw1_wt22	7,2221E-06	6,7942E-05	8,9183E-05	1,6883E-05	1,8123E-04	5518
Nederw1_wt23	1,7559E-05	1,1162E-04	9,2162E-05	1,8392E-05	2,3973E-04	4171
Nederw1_wt24	5,8807E-05	2,7257E-04	9,6998E-05	2,2090E-05	4,5046E-04	2220
Nederw1_wt25	1,6531E-06	3,0646E-05	8,9753E-05	1,4228E-05	1,3628E-04	7338
Nederw1_wt26	3,3930E-06	4,7362E-05	0,0000E+00	0,0000E+00	5,0755E-05	19702
Nederw1_wt27	1,1262E-05	2,0822E-04	1,0115E-04	1,8734E-05	3,3936E-04	2947
Nederw1_wt28	9,0131E-07	1,2352E-05	1,1970E-04	1,0025E-05	1,4298E-04	6994
Nederw1_wt29	1,7685E-06	1,9496E-05	1,2677E-04	1,1019E-05	1,5905E-04	6287
Nederw1_wt30	3,6216E-06	3,5397E-05	1,3383E-04	1,2422E-05	1,8527E-04	5397
Nederw1_wt31	7,8801E-06	6,9150E-05	1,4182E-04	1,3946E-05	2,3279E-04	4296
Nederw1_wt32	1,8332E-05	1,1097E-04	1,4926E-04	1,5744E-05	2,9431E-04	3398
Nederw1_wt33	4,7707E-05	1,7949E-04	1,5799E-04	1,8194E-05	4,0338E-04	2479
Nederw1_wt34	1,4704E-07	3,5860E-06	1,0717E-04	7,6753E-06	1,1858E-04	8433
Nederw1_wt35	2,9317E-07	4,8714E-06	1,1393E-04	8,0444E-06	1,2714E-04	7866
Nederw1_wt36	4,9900E-07	6,5013E-06	1,1874E-04	8,6699E-06	1,3441E-04	7440
Nederw1_wt37	1,5008E-06	1,3956E-05	1,3221E-04	1,0328E-05	1,5799E-04	6329
Nederw1_wt38	2,7954E-06	2,0357E-05	1,4055E-04	1,1156E-05	1,7486E-04	5719
Nederw1_wt39	5,4380E-06	3,6636E-05	1,4789E-04	1,2285E-05	2,0225E-04	4944
Nederw1_wt40	1,1243E-05	5,2770E-05	1,5694E-04	1,3917E-05	2,3487E-04	4258
Nederw1_wt41	2,5029E-05	7,7864E-05	1,6667E-04	1,5852E-05	2,8541E-04	3504
Nederw1_wt42	6,4329E-05	1,5759E-04	1,8098E-04	1,8804E-05	4,2170E-04	2371
Nederw1_wt44	5,9573E-07	9,3276E-06	1,1475E-04	9,3219E-06	1,3400E-04	7463
Nederw1_wt45	6,0696E-07	5,3141E-06	1,2458E-04	7,8322E-06	1,3833E-04	7229
Nederw1_wt46	1,0253E-06	7,5296E-06	1,3029E-04	8,5863E-06	1,4744E-04	6783
Nederw1_wt47	2,9189E-06	1,6215E-05	1,4639E-04	1,0688E-05	1,7621E-04	5675
Nederw1_wt48	5,3331E-06	2,3153E-05	1,5544E-04	1,1294E-05	1,9522E-04	5122
Nederw1_wt49	9,8641E-06	3,6172E-05	1,6535E-04	1,2700E-05	2,2409E-04	4462
Nederw1_wt50	1,9280E-05	6,1446E-05	1,8041E-04	1,4520E-05	2,7565E-04	3628
Nederw1_wt51	1,0041E-04	3,4597E-04	2,0943E-04	2,1916E-05	6,7773E-04	1476
Nederw1_wt56	9,9992E-07	1,0229E-05	1,2547E-04	9,4989E-06	1,4620E-04	6840
Nederw1_wt57	3,9418E-06	1,4071E-05	1,5551E-04	9,5070E-06	1,8303E-04	5463
Nederw1_wt58	6,8537E-06	2,1542E-05	1,6640E-04	1,0621E-05	2,0542E-04	4868
Nederw1_wt59	1,2018E-05	3,2532E-05	1,7779E-04	1,1951E-05	2,3429E-04	4268
Nederw1_wt60	2,1560E-05	5,2530E-05	1,9205E-04	1,3430E-05	2,7957E-04	3577
Nederw1_wt61	4,0767E-05	1,3366E-04	2,0980E-04	1,6709E-05	4,0093E-04	2494
Nederw1_wt68	3,2553E-05	2,2217E-04	1,3182E-04	1,8407E-05	4,0495E-04	2469
Nederw1_wt69	5,9845E-05	2,0371E-04	1,9492E-04	1,8218E-05	4,7669E-04	2098
Nederw1_wt121	8,9575E-07	2,4883E-05	9,1434E-05	1,3020E-05	1,3023E-04	7679
Nederw1_wt122	1,9097E-06	3,8505E-05	9,2593E-05	1,4034E-05	1,4704E-04	6801
Nederw1_wt123	4,0941E-06	8,1333E-05	9,6419E-05	1,5461E-05	1,9731E-04	5068
Nederw1_wt124	6,1695E-07	1,5134E-05	9,4106E-05	1,1219E-05	1,2108E-04	8259
Nederw1_wt125	1,2283E-06	2,2863E-05	9,5803E-05	1,2197E-05	1,3209E-04	7571
Nederw1_wt126	2,2783E-07	7,9204E-06	9,4044E-05	1,0141E-05	1,1233E-04	8902
Nederw1_wt127	4,2246E-07	1,0714E-05	0,0000E+00	0,0000E+00	1,1137E-05	89794
Nederw1_wt128	8,0502E-07	1,4930E-05	9,8574E-05	1,1111E-05	1,2542E-04	7973
Nederw1_wt129	2,7754E-06	3,8937E-05	1,0700E-04	1,3458E-05	1,6217E-04	6166

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Nederw1_wt130	6,5590E-06	5,4971E-05	1,1242E-04	1,4930E-05	1,8888E-04	5294
Nederw1_wt131	1,1726E-07	4,7040E-06	4,0247E-05	7,0761E-06	5,2144E-05	19177
Nederw1_wt132	2,9777E-07	7,5892E-06	9,7858E-05	9,2637E-06	1,1501E-04	8695
Nederw1_wt133	1,1315E-06	1,6446E-05	1,0606E-04	1,1424E-05	1,3506E-04	7404
Nederw1_wt134	2,2094E-06	2,3562E-05	1,1053E-04	1,2172E-05	1,4847E-04	6735
Nederw1_wt135	4,1596E-06	3,7238E-05	1,1661E-04	1,3370E-05	1,7137E-04	5835
Nederw1_wt136	9,1692E-06	6,9182E-05	1,2378E-04	1,5200E-05	2,1734E-04	4601
Nederw1_wt137	5,5936E-05	3,7516E-04	1,3986E-04	2,1614E-05	5,9257E-04	1688
Nederw1_wt138	3,7588E-07	8,3637E-06	1,0563E-04	9,0866E-06	1,2345E-04	8100
Nederw1_wt139	7,2732E-07	1,3504E-05	1,0975E-04	9,8149E-06	1,3380E-04	7474
Nederw1_wt140	1,2845E-06	2,0428E-05	1,1449E-04	1,1200E-05	1,4740E-04	6784
Nederw1_wt141	2,7255E-06	3,1489E-05	1,2157E-04	1,2309E-05	1,6809E-04	5949
Nederw1_wt142	6,0790E-06	5,9616E-05	1,2908E-04	1,3988E-05	2,0877E-04	4790
Nederw1_wt143	1,2181E-05	1,5622E-04	1,3622E-04	1,6752E-05	3,2137E-04	3112
Nederw1_wt144	3,0906E-05	2,9474E-04	1,4278E-04	1,9314E-05	4,8775E-04	2050
Nederw1_wt150	2,3755E-04	4,5084E-04	2,6442E-04	2,5089E-05	9,7790E-04	1023
Nederw1_wt151	6,0659E-07	2,1778E-05	8,2723E-05	1,3809E-05	1,1892E-04	8409
Nederw1_wt152	5,3469E-06	1,2882E-04	8,1155E-05	2,0045E-05	2,3536E-04	4249
Nederw1_wt153	7,0409E-06	9,8102E-05	1,0545E-04	1,6181E-05	2,2678E-04	4410
Totaal per jaar	1,3446E-03	7,1952E-03	9,1176E-03	1,0692E-03	1,8727E-02	53
Dit is een in … jaar	744	139	110	935	53	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor alle verkeer voor kavel I-B

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	0,00134	744	0,00912	110	0,01046	96
N-schepen	0,00720	139	0,00107	935	0,00826	121
Totaal	0,00854	117	0,01019	98	0,01873	53

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	4,81E-05	3,15E-03	1,53E-04	3,35E-03
Chemicaliëntanker	2,32E-05	1,68E-03	4,92E-04	2,19E-03
Gastanker	1,75E-05	7,11E-04	9,63E-05	8,25E-04
Container+ RoRo	2,12E-05	6,01E-04	1,61E-04	7,84E-04
Ferry	9,34E-05	5,92E-04	7,87E-04	1,47E-03
Overige R-schepen	2,55E-05	1,42E-03	3,91E-04	1,84E-03
N-schepen	3,79E-04	1,65E-04	7,72E-03	8,26E-03
Alle schepen	6,08E-04	8,32E-03	9,80E-03	1,87E-02

Tabel A1-4 Schade aan het totale windenergiegebied

Schade aan turbine	Rammen				Driften				Aantal per jaar	Eens in de … jaar
	Frontaal		Schampen		Midscheeps		Excentrisch			
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Geen	1,86E-12	1,83E-04	8,81E-12	2,23E-03	1,07E-06	9,02E-05	8,71E-04	8,12E-04	4,18E-03	239
Scheef	2,64E-12	6,42E-05	1,86E-12	5,06E-04	9,53E-05	8,42E-06	2,61E-03	7,58E-05	3,36E-03	298
Omvallen	1,21E-04	4,28E-04	1,09E-03	3,41E-03	8,06E-04	8,12E-06	4,64E-03	7,31E-05	1,06E-02	95
GosMos[1]	1,34E-05	4,44E-05	1,21E-04	3,32E-04	9,78E-06	2,04E-07	8,48E-05	1,84E-06	6,08E-04	1646
Totaal	1,34E-04	7,20E-04	1,21E-03	6,48E-03	9,12E-04	1,07E-04	8,21E-03	9,62E-04	1,87E-02	53

Tabel A1-5 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	1,5313E-05	3,2818E-05	20777	1,5654	0,000075
Chemicaliëntanker	2,4987E-06	2,0655E-05	43190	1,6042	0,000037
Gastanker	6,1244E-06	1,1348E-05	57234	1,4686	0,000026
Container + RoRo	1,3208E-05	7,9446E-06	47275	2,6885	0,000057
Ferry	8,7032E-05	6,4008E-06	10703	67,4474	0,006302
Overige R-schepen	1,0089E-05	1,5452E-05	39152	1,6218	0,000041
N-schepen	3,7663E-04	2,0448E-06	2641	0,1183	0,000045
Totaal	5,1090E-04	9,6663E-05	1646	10,8353	0,006583

[1] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

APPENDIX 2 DATA AANWEZIGE MENSEN EN STOFFEN

Tabel A2-1 Inschatting aanwezige bunkerolie (zware stookolie + diesel)

	Maximaal aanwezige olie (m3)							
Gross tonnage (GT)	< 1,000	1,000 - 1,600	1,600 - 5,000	5,000 - 10,000	10,000 - 30,000	30,000 - 60,000	60,000 - 100,000	> 100,000
Routegebonden scheepstypen								
Bulker	43	82	216	498	1274	2527	5187	7126
Chemical	64	127	237	808	1689	3071	5965	10967
Container	80	107	274	592	1894	4702	8185	11509
GDC	52	98	316	777	1517	3108	6036	11099
Oil	88	117	255	578	1682	3698	5774	11448
LNG	62	147	260	596	1662	3188	6192	10612
LPG	49	106	166	609	1446	2838	5236	5989
OBO	39	75	159	383	1747	2988	5005	9233
RoRo	50	86	336	564	1149	2251	4365	8026
Pass/Ferry	24	94	244	634	1644	2743	5319	9165
Niet-routegebonden scheepstypen								
Fishing	37	119	176	402	1581	2653	5129	10209
Miscellaneous / Recreation	35	80	202	470	1476	2216	3817	10665
Supply	24	85	171	433	2717	5730	7164	13173

Tabel A2-2 Inschatting aanwezige lading (olie)

	Maximaal aanwezige olie (m3)							
Gross tonnage (GT)	< 1,000	1,000 - 1,600	1,600 - 5,000	5,000 - 10,000	10,000 - 30,000	30,000 - 60,000	60,000 - 100,000	> 100,000
Olietanker (totaal)	2515	4710	9592	14641	55718	116476	182984	353285
Min. number of tanks (worst case)	6	6	8	8	10	10	12	14
Olietanker (per tank)	419	785	1199	1830	5572	11648	15249	25235
OBO (totaal)					42223			

Tabel A2-3 Inschatting aanwezige lading (gas)

	Maximaal aanwezige gas (m3)							
Gross tonnage (GT)	< 1,000	1,000 - 1,600	1,600 - 5,000	5,000 - 10,000	10,000 - 30,000	30,000 - 60,000	60,000 - 100,000	> 100,000
LPG/LNG	1313	2160	4953	10808	33718	87302	154906	272471

Tabel A2-4 Inschatting aanwezige lading (chemicaliën)

	Maximaal aanwezige chemicaliën (m3)							
Gross tonnage (GT)	< 1,000	1,000 - 1,600	1,600 - 5,000	5,000 - 10,000	10,000 - 30,000	30,000 - 60,000	60,000 - 100,000	> 100,000
Chemicaliëntanker	2304	2846	6267	14334	48314	101752	170224	349725

Tabel A2-5 Inschatting aanwezige mensen – route gebonden verkeer (bron: [REF.33])

	Gemiddeld aanwezige personen – crew + passengers							
Gross tonnage (GT)	< 1,000	1,000 - 1,600	1,600 - 5,000	5,000 - 10,000	10,000 - 30,000	30,000 - 60,000	60,000 - 100,000	> 100,000
Bulker	9	9	9	15	25	25	25	25
Chemical	5	5	16	16	26	26	26	27
Container	11	11	11	19	25	27	29	29
GDC	3	7	10	15	24	24	24	24
LNG	5	5	16	16	24	29	34	39
LPG	14	14	14	19	26	31	31	31
OBO	8	11	11	15	25	26	25	25
Oil	3	6	10	17	25	25	25	30
Pass/Ferry	149	224	299	498	600	1360	2100	4200
RoRo	6	6	6	12	15	25	25	25

Tabel A2-6 Inschatting aanwezige mensen – niet-route gebonden verkeer (bron: [REF.33])

	Gemiddeld aanwezige personen – crew + passengers							
Gross tonnage (GT)	< 50	50 - 100	100 - 500	500 - 1000	1000 - 1600	1600 - 5000	5000 - 10000	> 10000
Fishing	6	8	8	14	18	26	26	26
Miscellaneous	8	16	40	40	40	40	40	40
Pilot	3	3	3	3	3	3	3	3
Port	8	16	40	40	40	40	40	40
Recreation	2	4	4	4	4	6	9	9
Supply	12	12	12	24	24	24	24	24
Tug	3	3	4	4	5	5	6	6

Kanttekening bij Tabel A2-5 en A2-6 [REF.33]: De weergegeven resultaten zijn gebaseerd op de data vanuit de Lloyds schependatabase, echter deze waarden wijken af van de gemiddelde waarden die in het vorige onderzoek uit 2006 gebruikt zijn. De waarden vanuit de Lloyds-database zijn hoger. Ook is door de Kustwacht aangegeven dat ze voor reddingsacties uitgaan van 14 tot 18 personen. Daarom is nog alternatieve data opgevraagd bij de marechaussee. Deze data is echter nog niet beschikbaar en daarom nog niet verwerkt.

APPENDIX 3 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 18.]

Inleiding

In de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) van de Noordzee worden tot 2030 een groot aantal windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden.

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 windenergiegebieden PAWP[9], Luchterduinen, OWEZ[10] en Borssele de volgende toekomstige windenergiegebieden beschouwd:

  - HKN (Hollandse Kust Noord)
  - HKZ (Hollandse Kust Zuid)
  - HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
  - TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
  - Nederwiek (zuidelijk deel)

[9] PAWP: Prinses Amalia Windenergiegebied
[10] OWEZ: Offshore Windenergiegebied 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):

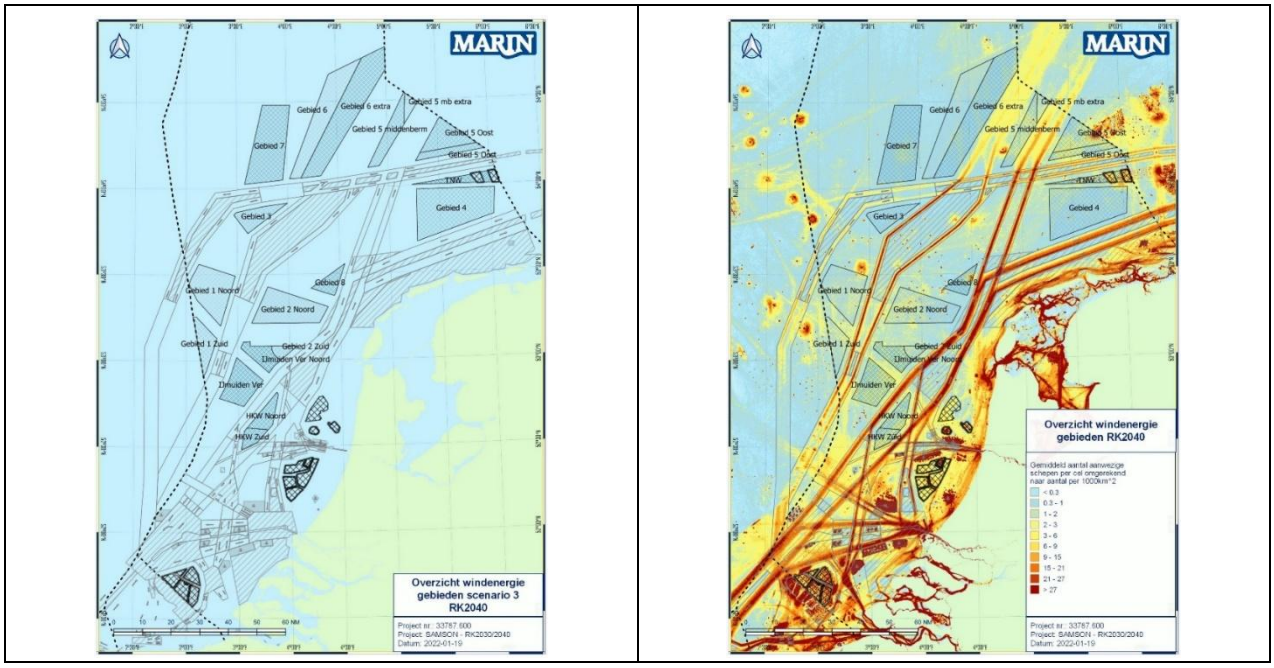
  - Nederwiek (noordelijke deel)
  - Gebied 1: Nederwiek (noord en zuidelijk deel)
  - Gebied 2: Lagelander (noord en zuidelijke deel)
  - Gebied 5 Oost: Doordewind, waarbij twee opties beschouwd zijn:
    - Optie 1: zuidgrens tot 2 nm van de rand van de vaargeul
    - Optie 2: zuidgrens tot 4 nm van de 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden.

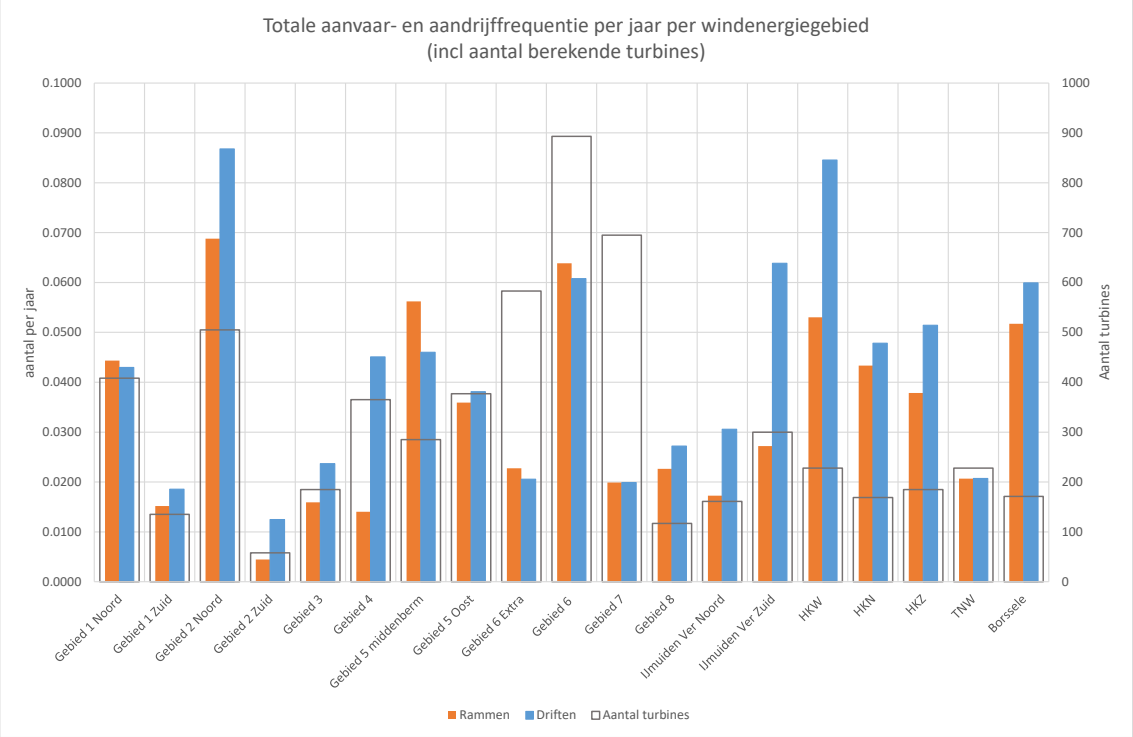
Het grootste effecten treden op aan de randen rond de verschillende windenergiegebieden, in de bufferzone en binnen de windenergiegebieden zelf. Het niet-routegebonden verkeer dat eerst in de windenergiegebieden is waargenomen is verplaatst naar de bufferzone tussen het windenergiegebied en de vaarroutes. 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 Nederwiek/gebied 2 en Gebied 1 of door de corridor tussen Nederwiek, het kruisen van het tussenliggende VSS West Friesland en de corridor door Gebied 1.

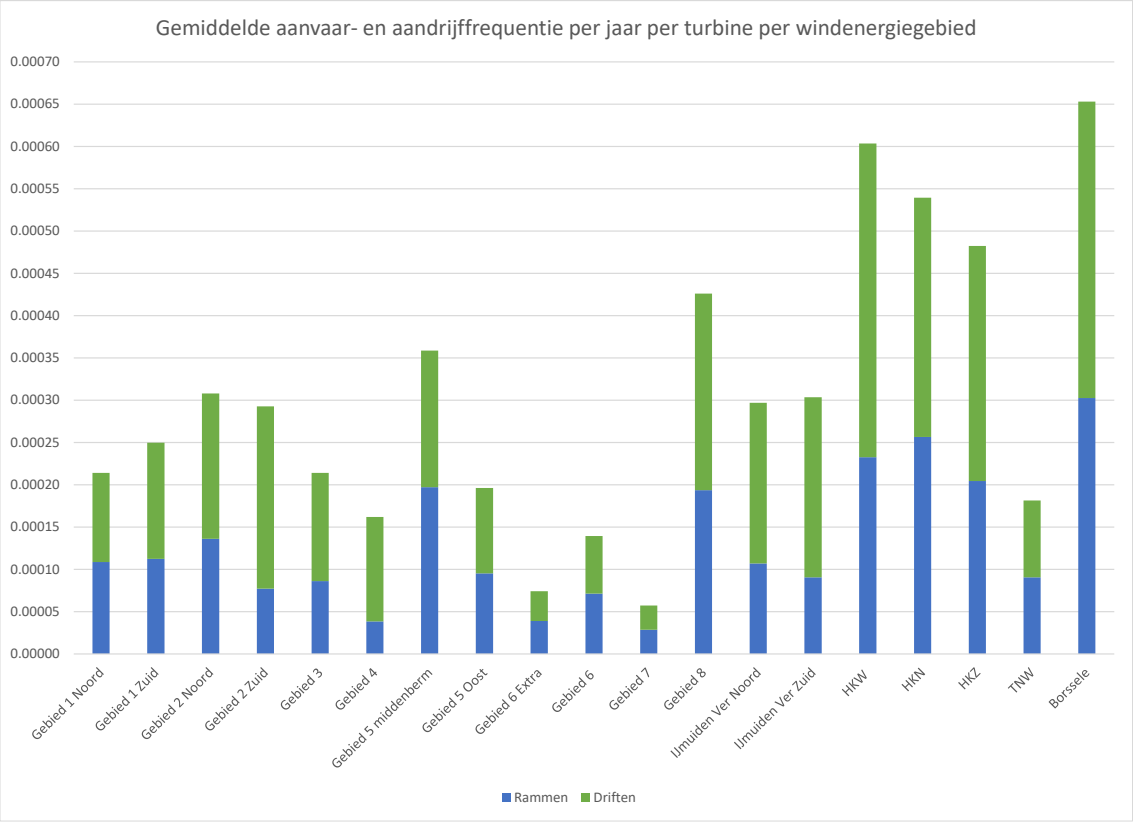
Ook zal de middenberm bij gebied 5 in het noorden ervoor zorgen dat er meer verkeer getrechterd wordt door een smaller gebied. Dit vergroot de kans op interactie. De effecten van de middenberm zijn in meer detail onderzocht in de FSA-Baltische route ([Ref 13.]).

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)

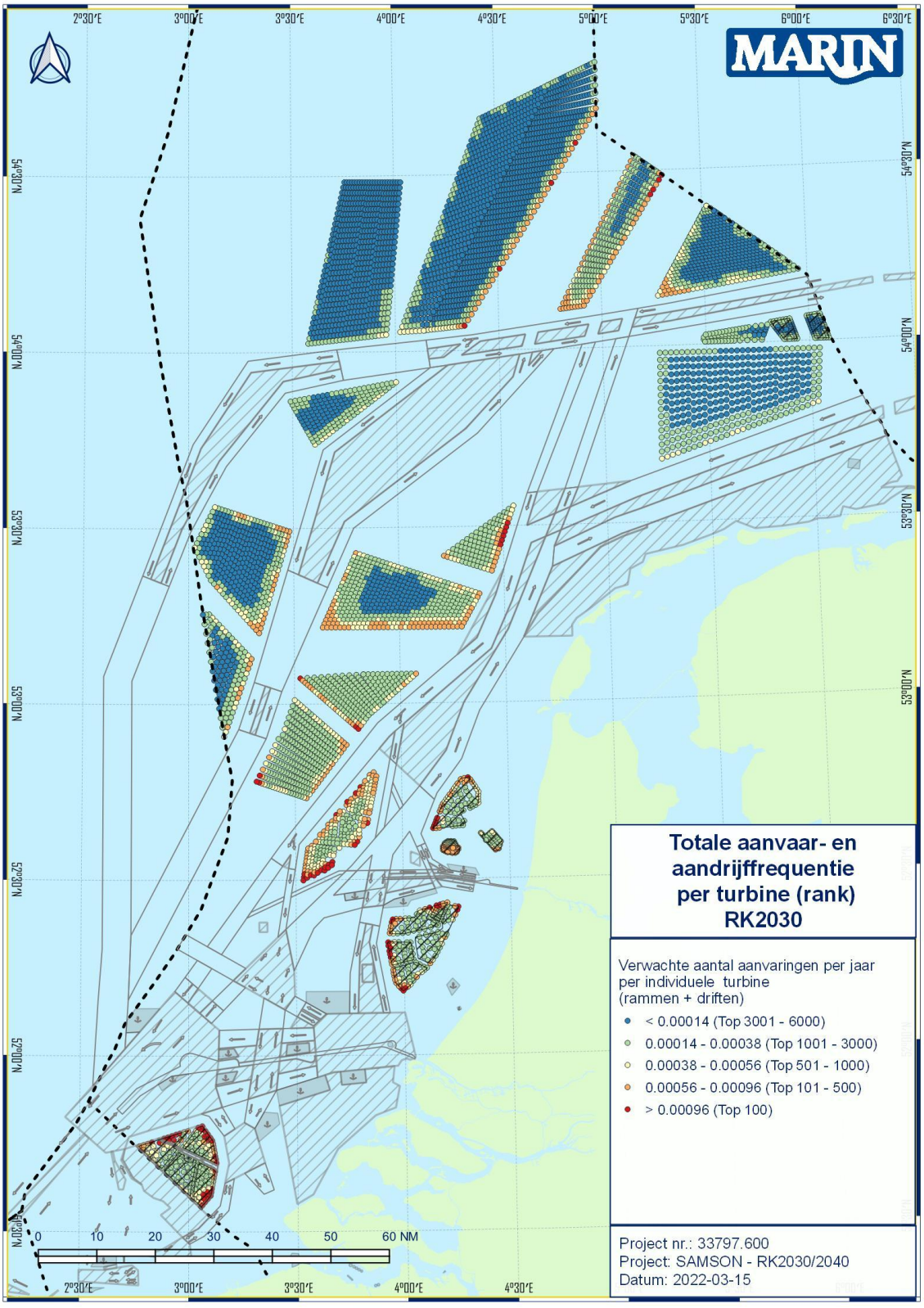


Figuur S-3 Gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per jaar per windturbine per windenergiegebied.

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 windenergiegebieden HKW en Borssele het hoogst zijn, gevolgd door de windenergiegebieden HKN, HKZ en Gebied 8.

Deze windenergiegebieden 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 windenergiegebieden in dit deel van de EEZ zijn dan ook veelal omringd door verschillende drukke verkeersroutes. De windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden (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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden, 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 4 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 windenergiegebieden*

In Tabel A3 2 is een overzicht gegeven van de inrichting van de bestaande en geplande windenergiegebieden. Voor de berekeningen wordt uitgegaan van monopiles van het aangegeven vermogen. Voor de windenergiegebieden 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 windenergiegebieden routekaart 2030 worden de turbines middels grid evenredig verspreid over het windenergiegebied. Tenslotte zal voor de parken HK(west) en Nederwiek 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	700	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 windenergiegebiedgebieden 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 windenergiegebieden zullen twee typen werkvaart ontstaan:

- Werkvaart tijdens de aanleg van de parken
  Uit het overzicht in Tabel A3 2 volgt dat alleen Nederwiek 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 Nederwiek.

- 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 windenergiegebieden 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
Nederwiek	IJmuiden
Borssele	Vlissingen
Ten noorden van de Wadden	Delfzijl/Eemshaven

Werkvaart naar bestaande platformen
Naast de werkvaart van en naar de windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebieden 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 windenergiegebied 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 7 - Soortenbeschermingstoets

Nederwiek kavel I-B

Klant:	Ministerie Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

HASKONING INTERNATIONAL B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 10145589

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

Titel document:	Bijlage 7 - Soortenbeschermingstoets
Ondertitel:	Nederwiek kavel I-B
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Uw kenmerk	
Status:	Definitief/1
Datum:	28 april 2026
Projectnaam:	MER Nederwiek kavel I-B
Projectnummer:	CP3079
Auteur(s):	Haskoning

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning International B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning International B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Inhoud

1 Inleiding 1

2 Vogels 2

2.1 Selectieprocedure 4

2.1.1 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. 4

2.1.2 Stap 2: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers of slachtoffers als gevolg van habitatverlies onder lokale vogels en vogels op seizoenstrek in de gebruiksfase van het windpark in kavel I-B, voorzienbaar zijn (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het gebied). 4

2.1.3 Stap 3: Onderbouwing van selectie van vogelsoorten uit stap 2 die binding hebben met het plangebied. 5

2.2 Methode beoordeling sterfte ten opzichte van de Staat van Instandhouding (SvI) 7

2.3 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied) 9

2.4 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied) 14

2.5 Conclusie 15

3 Vleermuizen 16

4 Zeezoogdieren 17

4.1 Permanente verhoging van de gehoordrempel 17

4.2 Geluidnorm 17

4.3 Bruinvissen 17

5 Benthos 20

6 Vissen 21

7 Cumulatie 22

7.1 Vogels 22

7.1.1 Zeevogels 23

7.1.2 Watervogels en landvogels 24

7.2 Vleermuizen 24

7.3 Bruinvissen 26

7.4 Benthos 27

7.5 Vissen 27

8 Mitigerende maatregelen 28

9 Literatuur 32

1 Inleiding

De Wet windenergie op zee (Wwoz) voorziet in een integraal wettelijk kader voor het op grote schaal realiseren van windenergie op zee. De wet regelt onder meer de manier van uitgifte van kavels voor windparken op de Noordzee. Ook is met de wet het zogenoemde kavelbesluit ingevoerd, dat bepaalt waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. 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 I-B in windenergiegebied Nederwiek (zuid) is een activiteit met een effect op dieren in het wild. Met een windpark in kavel I-B 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 I-B, 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 het gaat en of de gunstige staat van instandhouding (GSI) van een soort in het geding is. Onderhavig document is de soortenbeschermingstoets waarmee wordt beoordeeld of de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel I-B leiden tot een overtreding van een verbodsbepaling in het Bal (afdeling 11.2) en of de GSI van een soort in het geding is.

Deze soortenbeschermingstoets is een bijlage bij het MER van kavel I-B. Een andere bijlage van het MER is het ‘Ecologisch achtergrondrapport’ opgenomen als bijlage 4 van het MER. In deze rapportage zijn de (ecologische) effecten op vogels, vleermuizen, vissen en benthos beschouwd. Tot slot is er bijlage 5 van het MER, het ‘Achtergrondrapport onderwaterleven’ over de mogelijke effecten op zeezoogdieren. Ook in deze soortenbeschermingstoets (die als Bijlage 7 van het MER is opgenomen) worden aan deze bijlage 4 en 5 van het MER gerefereerd.

In deze soortenbeschermingstoets wordt ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5 en vissen in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 wordt cumulatie behandeld waarin de relevante cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren, vissen en benthos worden beschreven. Tot slot worden in hoofdstuk 8 mitigerende maatregelen beschreven.

2 Vogels

In kavel I-B worden jaarlijks naar schatting 1.413 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case-alternatief van 76 * 15 MW windturbines met een rotordiameter van 236 meter. Als gevolg van habitatverlies worden in kavel I-B 68 slachtoffers verwacht, waaronder 52 zeekoeten (zie Tabel 2-1 en bijlage 4 van het MER). Het grootste aantal aanvaringsslachtoffers betreft vooral vogels op seizoenstrek (max. 1.368), terwijl habitatverlies uitsluitend zeevogels treft die in (de omgeving van) het windpark kunnen foerageren of rusten.

Aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de geïnterpoleerde vogeldichtheden in kavel I-B op basis van ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, IJntema et al. 2025). Afhankelijk van de beschikbaarheid is per soort gebruik gemaakt van KEC 5.0 dichtheidskaarten (cf. IJntema et al. 2025; van Donk et al. 2024), dichtheden uit Waggit et al. (2020), of van KEC 4.0 dichtheidskaarten (cf. Potiek et al. 2022; Soudijn et al. 2022). 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 die kavel I-B wel als regulier overwinteringsgebied gebruiken (zoals alk en zeekoet), geen aanvaringsslachtoffers worden berekend. 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, gelegen op circa 26,5 km van kavel I-B en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in K14). Op deze manier is per soortgroep een inschatting gemaakt van hoeveel slachtoffers er 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 beschreven in het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 van het MER).

Het (opzettelijk) doden van vogels als bedoelt in artikel 11.37 lid 1 onder a van het Bal is een overtreding van de verbodsbepaling van artikel 5.1, lid 2 onder g van de Ow. Om in het kavelbesluit op basis van artikel 7 van de Wwoz af te wijken van de verbodsbepaling wordt in dit hoofdstuk een onderbouwing gegeven van welke vogelsoorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de GSI van deze vogelsoorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in kavel I-B wordt verwezen naar het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

*Tabel 2-1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavel I-B. Aanvaringen zijn berekend met het stochastische Collision Risk Model (McGregor et al. 2018). Sterfte door habitatverlies wordt gelijkgesteld aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * (oppervlak windpark + verstoringsafstand eromheen) * macro-avoidance percentage). Voor de alk, zeekoet, jan van gent, drieteenmeeuw en grote mantelmeeuw zijn dichtheden bepaald in het KEC 5.0 gebruikt (;van Donk et al. 2025) voor de noordse stormvogel kaarten van Waggit et al. (2020) voor dwergmeeuw en visdief/noordse stern kaarten conform KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b). 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 I-B. Soorten die niet vermeld staan, komen niet of slechts incidenteel in het gebied van kavel I-B voor.*

	Kavel I-B		
Soort	Sterfte door aanvaringen 76 * 15 MW ø 236 m	Sterfte door habitatverlies	Som
Zeevogels			
Alk	<1	1	1
Drieteenmeeuw	3	7	10
Dwergmeeuw	6	2	8
Grote mantelmeeuw	1	<1	1
Jan-van-gent	27	<1	27
Kleine mantelmeeuw	5	<1	5
Noordse stormvogel	<1	2	2
Noordse pijlstormvogel	<1	<1	<1
Ongedetermineerde duiker	<1	4	4
Visdief/noordse stern	1	<1	1
Zeekoet	<1	52	52
Zilvermeeuw	<1	<1	<1
Trekvogels			
Ganzen en zwanen	<1	N.v.t.	<1
Eenden	2	N.v.t.	2
Reigers	0	N.v.t.	0
Roofvogels en uilen	<1	N.v.t.	<1
Steltlopers	<1	N.v.t.	<1
Zangvogels	1.368	N.v.t.	1.368
Totaal	**1.413**	**66**	**1.479**

2.1 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 (deze methodiek is ook toegepast bij voorgaande MER's zoals windpark Borssele, Hollandse Kust zuid, IJmuiden Ver Alpha en Beta, Nederwiek I-A, etc.). 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 namelijk (i) lokale vogels en (ii) vogels op seizoenstrek. Dit onderscheid is van belang, omdat dit bepalend is voor de populatieomvang waaraan de voorziene sterfte wordt getoetst.

2.1.1 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 (546 soorten, Dutch Birding Association 2026).
- 1.b Wegstrepen van 234 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld ≤10 keer per jaar in Nederland zijn waargenomen, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.
- 1.c Wegstrepen van 41 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 (546) minus soorten 1b (234) minus soorten 1c (41)) 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 omgevingsvergunning flora- en fauna-activiteit aan te vragen. Deze lijst heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

2.1.2 Stap 2: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers of slachtoffers als gevolg van habitatverlies onder lokale vogels en vogels op seizoenstrek in de gebruiksfase van het windpark in kavel I-B, voorzienbaar zijn (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het gebied).

[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.*

- 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 (38 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;
    - het soorten zijn die landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomen en hooguit incidenteel in het plangebied verblijven.

Soorten die in stap 2b 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 (80 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 stap 2c worden weggestreept, zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers zeer klein (minder dan 1 exemplaar per jaar). Hiermee is op voorhand zeker 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 stap 2d afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 exemplaar per jaar) Hiermee is op voorhand zeker dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat van stap 2 is een lijst van 139 soorten waarvan voorzienbaar is dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van aanvaringen of habitatverlies in kavel I-B (soorten 2a minus soorten 2b minus soorten 2c en minus soorten 2d). Het betreft diverse soorten op seizoenstrek (125 soorten) en 14 lokaal verblijvende vogels (zie Tabel 2-2).

2.1.3 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 I-B 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 (zie Tabel 2-2). De GSI van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit studies in het Kader Ecologie en Cumulatie (IJntema *et al.* 2025), waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 161 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2031 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 = 14; zie 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 I-B 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		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
Blauwe kiekendief	Koekoek	Roodborst	
Sperwer	Ransuil	Nachtegaal	
Torenvalk	Velduil	Rietgors	
3c soorten			
Roodkeelduiker	Jan-van-gent	Dwergmeeuw	Visdief
Parelduiker	Alk	Kleine mantelmeeuw	Noordse stern
Noordse stormvogel	Zeekoet	Zilvermeeuw	
Noordse pijlstormvogel	Drieteenmeeuw	Grote mantelmeeuw	

2.2 Methode beoordeling sterfte ten opzichte van de Staat van Instandhouding (SvI)

In paragraaf 2.3 en 2.4 wordt onderbouwd of voor de 139 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in kavel I-B 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 in overeenstemming met het KEC 5.0 (IJntema et al. 2025).

Voor deze toetsing wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm, wat gelijk staat aan 1% van de jaarlijkse natuurlijke 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 wordt dit als uitgangspunt gehanteerd voor de beoordeling 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[2]. 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 wordt gebruik gemaakt van populatiemodellen om de effecten in beeld te brengen.

De 1%-mortaliteitsnorm wordt als volgt berekend:

$$1\% - mortaliteitsnorm\ (\#\ vogels) = (jaarlijkse\ sterfte\ *\ omvang\ van\ de\ te\ toetsen\ populatie)\ *\ 0{,}01$$

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 soort specifiek 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 bijvoorbeeld de jaarlijkse sterfte van de kuifduiker onbekend en is voor deze soort de jaarlijkse sterfte van de roodhalsfuut (*Podiceps grisegena*) 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 https://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),KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en KEC 5.0 studie (IJntema et al. 2025) 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 in lijn de KEC 5.0 studie (IJntema *et al.* 2025, Soudijn *et al.* 2025) aan de hand van dichtheidskaarten opgesteld op basis van vliegtuig- en scheepstellingen uitgevoerd in de periode 1991 tot en met 2022 (van Donk *et al.* 2024). Voor noordse stormvogel en ongedetermineerde duiker is gebruik gemaakt van populatiegroottes gebaseerd op dichtheidskaarten uit het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b, Soudijn *et al.* 2022a) omdat deze soorten niet zijn meegenomen in de meest recente actualisatie van het KEC. 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.

[2] *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.*

2.3 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (125) van de 139 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in kavel I-B, 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) (zie 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 I-B 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 soort specifiek 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 I-B 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 (bijlage 4) en hoofdstuk 7 in deze soortenbeschermingstoets).

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 I-B. Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau wordt verwezen naar Tabel 2-1. Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in Tabel 2-4 gepresenteerd.

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		3	0,29	5	2.320

[3] Broncode voor populatiegrootte: 1. BirdLife International 2004; 2. Sovon.nl: geschat maximum doortrek (2012-2017) (gemiddelde); 3. Wetlands International 2022: AEWA CSR8

[4] 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.

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
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
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
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 en soort specifieke jaarlijkse adulte sterfte zoals gehanteerd in de KEC 5.0 studie (IJntema et al. 2025) 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 I-B.

Soort	Populatiegrootte	Adulte sterfte	1%-mortaliteitsnorm
Kleine zwaan	21.000	0,147	31
Rotgans	224.400	0,157	352
Bergeend	10.000	0,177	18
Kanoet	560.000	0,159	890
Rosse grutto	650.000	0,162	1.053

Zwarte stern	540.000	0,159	
Spreeuw	18.500.000	0,523	96.755

2.4 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

Voor 14 soorten (waarvan de visdief en noordse stern, en parelduiker en roodkeelduiker in feite een soortengroep vormen omdat vanwege determinatieproblemen op zee de soorten moeilijk te onderscheiden zijn, respectievelijk visdief/noordse stern en ongedetermineerde duiker genoemd) van de in totaal 139 soorten geldt dat zij kavel I-B niet alleen op seizoenstrek passeren, maar (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied kunnen foerageren of rusten. Van deze soorten worden op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorspelde sterfte in kavel I-B 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 5.0 studie (IJntema *et al.* 2025, Soudijn *et al.* 2025) aan de hand van dichtheidskaarten opgesteld op basis van vliegtuig- en scheepstellingen uitgevoerd in de periode 1991 tot en met 2022 (van Donk *et al.* 2024). Voor noordse stormvogel en ongedetermineerde duiker is gebruik gemaakt van populatiegroottes gebaseerd op dichtheidskaarten uit het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b, Soudijn *et al.* 2022a) omdat deze soorten niet zijn meegenomen in de meest recente actualisatie van het KEC. De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte als gevolg van het windpark, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald in de Nederlandse Exclusieve economische zone (EEZ). Volgens deze methodiek (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019, Gyimesi et al. 2018, Potiek et al. 2022b) is de maximale sterfte als gevolg van een windpark in kavel I-B 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. Bij de soortgroep ongedetermineerde duikers is de maximale sterfte in kavel I-B hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm en hier kan een effect op de GSI niet op voorhand worden uitgesloten. 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 I-B. Adulte sterfte cf. KEC 5.0 (IJntema et al. 2025, Soudijn et al. 2025), voor noordse stormvogel en ongedetermineerde duiker cf. KEC 4.0 (Soudijn et al. 2022b). NB: De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte als gevolg van het windpark, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald.

Soort	Populatieschatting NCP	Adulte sterfte	1%-mortaliteitsnorm	Voorspeld # slachtoffers aanvaringen + habitatverlies	Sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
Alk	21.839	0,155	34	1	0,03

Drieteenmeeuw		0,221		10	0,03
Dwergmeeuw	54.537	0,183	100	8	0,08
Grote mantelmeeuw	23.914	0,160	38	1	0,03
Jan-van-gent	34.359	0,108	37	27	0,72
Kleine mantelmeeuw	225.090	0,106	239	5	0,02
Noordse stormvogel	50.376	0,139	70	2	0,03
Ongedetermineerde duiker	5.680	0,064	4	4	1,1
Visdief/Noordse stern	5.636	0,387	22	1	0,05
Zeekoet	131.976	0,096	126	52	0,04

2.5 Conclusie

Voor de meeste soorten waarvan in kavel I-B 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 uitzondering betreft de soortgroep ongedetermineerde duikers. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve de soortgroep ongedetermineerde duikers, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavel I-B 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

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 een windpark op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand worden uitgesloten. In het Ecologisch achtergronddocument (bijlage 4 van het MER) is een worst-case inschatting op basis van *expert judgement* gemaakt van 1 vleermuisslachtoffer per windturbine per jaar. Volgens de enige beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee kan het totaal aantal vleermuisslachtoffers verdeeld worden over de soorten ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (alle Nyctaloide vleermuizen 3,8%), en gewone dwergvleermuis (0,5%).

Onder gewone dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus*) worden bij geen van de windparkalternatieven jaarlijkse slachtoffers verwacht (<1) en een effect op deze soort kan uitgesloten worden. Alternatief 1b (76 * 15 MW windturbines) kan als worst-case alternatief beschouwd worden met 73 slachtoffers per jaar onder ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*) en 3 onder rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*). Alternatief 2a (50 * 20 MW windturbines) is het best-case alternatief met 48 slachtoffers per jaar onder ruige dwergvleermuis en 2 onder rosse vleermuis. Voor de alternatieven met de meeste windturbines worden dus hogere aantallen slachtoffers verwacht. 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

Tijdens de aanleg van windturbines in kavel I-B 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. Het verstoren van de gewone zeehond en grijze zeehond is niet een overtreding van een de verbodsbepaling genoemd in artikel 11.46, lid 1 onder b van het Bal. De gewone zeehond en grijze zeehond staan niet op de Habitatrichtlijn maar zijn beschermd via artikel 11.54 van het Bal. Hierin is 'verstoren' niet opgenomen als een verbodsovertreding. De bouw en exploitatie van een windpark in kavel I-B leidt daardoor ten aanzien van de gewone zeehond en grijze zeehond **niet** tot een overtreding van verbodsbepalingen en wordt daarom niet verder behandeld in deze soortenbeschermingstoets.

Wezenlijk negatieve effecten op zeezoogdieren treden uitsluitend op door (onderwater)geluid dat vrijkomt bij heiwerkzaamheden tijdens de aanleg van turbinefunderingen. Deze effecten kunnen tot verstoring in het gedrag van bruinvissen leiden. 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, wordt verwezen naar het achtergronddocument van HWE (bijlage 5 van het MER).

4.1 Permanente verhoging van de gehoordrempel

Voor het KEC 5.0 zijn op basis van nieuwe inzichten worst-case berekeningen uitgevoerd voor de mogelijke effecten op het gehoor van bruinvissen door heigeluid (Heinis & de Jong et al., 2025). Uit de resultaten blijkt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen 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.

4.2 Geluidnorm

De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een waarde van 160 of maximaal 164 dB re 1μPa^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 geen onderdeel uitmaken van het VKA zijn benoemd in hoofdstuk 8.

4.3 Bruinvissen

Bij het KEC 5.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of Acceptable Level of Impact) uitgegaan als tijdens het eerste KEC in 2016. In overeenstemming met het KEC 5.0 is de volgende norm aangehouden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen 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).”

In Tabel 4-1 zijn de resultaten van de berekeningen van HWE (bijlage 5) voor bruinvissen weergegeven. Bij de berekeningen is uitgegaan van een geluidsnorm van SELSS = 164 dB re 1 µPa2s op 750 m. De resultaten laten per alternatief het aantal bruinvisverstoringsdagen zien (als gemiddelde waarde met een standaarddeviatie) dat optreedt als gevolg van de turbine heiwerkzaamheden tijdens de aanleg. De waarden van het aantal bruinvisverstoringsdagen die in het KEC 5.0 zijn berekend[5] voor kavel I-B Nederwiek (zuid) zijn:

- 60.129 dierverstoringsdagen voor bruinvissen

Zolang dit ‘budget aan dierverstoringsdagen’ tijdens de aanleg niet wordt overschreden wordt automatisch voldaan aan de geldende beschermingsregimes en daarmee ook de ecologische norm dat door de aanleg van windparken op zee de populaties van bruinvissen op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven.

Uit de resultaten blijkt dat de verschillen tussen de alternatieven in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van SELSS = 164 dB re 1 µPa2s op 750 m. De verschillen in bruinvisverstoringsdagen tussen de alternatieven hangt vooral samen met het verschil in aantal heidagen (= aantal funderingen). Het aantal verstoringsdagen onder bruinvissen is voor alle alternatieven lager is dan het berekende aantal in KEC 5.0 (zie Tabel 4-1). **Geconcludeerd** wordt dat voor alle alternatieven bij toepassing van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa2s (750 m) de Gunstige Staat van Instandhouding voor bruinvissen op voorhand niet in het geding is.

In KEC 5.0 is, vergelijkbaar met alternatief 1b, uitgegaan van de geluidnorm 164 dB, 15% overplanting met 76 turbines van 15 MW. Echter, de aantallen dierverstoringsdagen is voor alternatief 1b lager dan de berekende waarde in KEC 5.0. De oorzaak voor dit verschil is gelegen in verschillen in de geomorfologie tussen de 4 rekenlocaties in combinatie met verschillen in de dichtheden van bruinvissen. In het KEC 5.0 is uitgegaan van 1 rekenlocatie precies in het midden van de Nederwiek (zuid) (zie bijlage 5 van het MER voor een nadere toelichting).

In het eerder opgestelde MER voor Nederwiek (zuid) is voor de alternatieven met 20 MW turbines niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. De resultaten van de aangepaste berekeningen voor Nederwiek (zuid) kavel I-B zijn in dit document niet gepresenteerd, omdat de effecten in alle gevallen vergelijkbaar (of zelfs iets kleiner) zijn dan wanneer van monopaalfunderingen wordt uitgegaan. De berekeningen en resultaten met tripods en jackets zijn wel weergegeven in bijlage 5 van het MER.

[5] *In de berekeningen voor het KEC 5.0 is voor Nederwiek (zuid) uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van SELss 164 dB (750 m, re 1 µPa²s) en 15% overplanting. Voor Nederwiek 1-B is hier vervolgens uitgegaan van de helft.*

Tabel 4-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in kavel I-B Nederwiek (zuid) voor bruinvissen. Afgerond aantal dierverstoringsdagen in 1000-tallen (afgerond gemiddelde ± standaarddeviatie) bij toepassing van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa²s (750 m).

Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km^2)	964 ± 68		903 ± 76	
Verstoorde dieren per heidag (n)	751 ± 88		704 ± 90	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)	50,3 ± 0,7	57,1 ± 0,8	35,2 ± 0,6	40,1 ± 0,7
Dierverstoringsdagen (1000-tallen) berekend in KEC 5.0	60.1			

5 Benthos

Binnen kavel I-B Nederwiek (zuid) komen ook benthossoorten voor. In 2024 zijn de resultaten gepubliceerd van het uitgevoerde veldonderzoek naar het voorkomen van benthos in kavel I Nederwiek (zuid) (Cuperus *et al.* 2024)[8]. Daarnaast is het aannemelijk dat de soortgemeenschap vergelijkbaar is aan die van de Bruine Bank (zie bijlage 4). In het MER van kavel I-B Nederwiek (zuid) (hoofdstuk 7) en in het Ecologisch achtergrondrapport opgenomen als bijlage 4 van het MER wordt benthos beoordeeld. Echter worden de benthossoorten die (vermoedelijk) voorkomen in kavel I-B Nederwiek (zuid) niet beschermd onder de Ow als zijnde een flora- en fauna-activiteit. De bouw en exploitatie van een windpark in kavel I-B Nederwiek (zuid) leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

6 Vissen

Van de vissen die mogelijk kunnen voorkomen in kavel I-B Nederwiek (zuid) zijn de steur (*Acipenser sturio*) en houting (*Coregonus oxyrinchus*) beschermd onder de Ow middels de soortenbescherming. De steur komt in zeer lage aantallen 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). Daarnaast kan houting mogelijk ook voorkomen in de Waddenzee en de Voordelta (Jepsen *et al.* 2012). Binnen de bemonsteringsvakken van de International Bottom Trawl Surveys (IBTS) die het gebied van Nederwiek I-B omvatten, zijn echter geen steur of houting waargenomen. De bouw, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel I-B Nederwiek (zuid) leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen in artikel 11.46, lid 1 van het Bal.

7 Cumulatie

De hiervoor beschreven effecten van een windpark in kavel I-B 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 MER worden cumulatieve effecten behandeld in hoofdstuk 6 (vogels en vleermuizen) en 7 (onderwaterleven).

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 KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b), met als laatste versie het KEC 5.0 (IJntema et al. 2025), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van windenergiegebied Nederwiek. 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 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 windturbines 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 van barrièrewerking op broedvogels zullen echter voor een windpark als in kavel I-B op meer dan 90 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 voorliggend document zijn de slachtofferberekeningen van het KEC 5.0 (IJntema et al. 2025) waarbij de berekeningen zijn gebaseerd op de meest actuele internationale verspreidingsgegevens van vogels (van Donk et al. 2024, Waggitt et al. 2020) en de meest actuele gegevens over de aantallen windturbines en afmetingen in de bestaande of vergunde windparken op de Nederlandse Noordzee. In de cumulatieve berekeningen zijn zowel kavel I-B als IJmuiden Ver kavel Gamma meegenomen, omdat deze windparken in hetzelfde jaar de tenderfase ingaan.

7.1 Vogels

De cumulatieve berekeningen zijn voor vogels op seizoenstrek voor zowel het nationale scenario (uitsluitend Nederlandse windparken) als het internationale scenario (alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel t/m ca. 2031) uitgevoerd. Voor zeevogels is dit alleen gedaan voor het nationale scenario, aangezien er geen geschikte internationale kaarten beschikbaar waren (cf. KEC 5.0; IJntema et al. 2025, Soudijn et al. 2025). Achtereenvolgens wordt in deze paragraaf ingegaan op zeevogelsoorten en vogels tijdens seizoenstrek. In deze paragraaf wordt uitgegaan van het worst-case inrichtingsalternatief met de meeste slachtoffers (76 * 15 MW, variant 1b).

7.1.1 Zeevogels

In voorliggend rapport is het ORNIS 1%-criterium gebruikt als eerste stap om te bepalen of een effect op de GSI van een bepaalde soort kan worden uitgesloten in cumulatie. 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 paragraaf 2.2). In paragraaf 2.5 is geconcludeerd dat voor de soortgroep ongedetermineerde duikers de additionele sterfte deze 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt, en daarom kan er eventueel sprake zijn van een effect op de GSI en wordt hierna specifiek op deze soortgroep ingegaan. 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 ca. 2031) en kwalitatief in het lokale scenario (omliggende windparken in de Noordzee) en werd geconcludeerd dat zowel in het nationale als het lokale scenario voor bijna alle soorten de ALI-drempelwaarden van zeevogelsoorten niet worden overschreden. Uitzonderingen hierop zijn jan-van-gent en zeekoet, hier wordt ook specifiek op ingegaan in deze paragraaf. Met andere woorden, voor de rest van de zeevogelsoorten is geen sterk genoeg causaal verband gevonden tussen de aanwezigheid van de windparken en een boven de ALI-drempelwaarden uitstrekkende achteruitgang van de populaties van de onderzochte zeevogelsoorten.

Voor de zeevogelsoorten zijn populatiemodellen gebruikt om concreet te bepalen wat de consequenties van de additionele sterfte van de cumulatieve effecten van kavel I-B en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke Noordzee zijn. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soort specifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALI) (Potiek *et al.* 2022a, Hin *et al.* 2024). Deze soort specifieke ALI zijn in de vorm van: *De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, veertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y.* Zie bijlage 4 van het MER voor een nadere beschrijving.

Ongedetermineerde duikers
Voor de soortgroep duikers komt de laatste kwantitatieve beoordeling van cumulatieve effecten van habitatverlies uit het KEC 4.0 (Soudijn *et al.* 2022). Hier werd er voor duikers geconstateerd dat er onder geen van de windparkscenario's is er sprake van een ALI-drempelwaarde overschrijding. Ondanks dat de windparkscenario's van het KEC 4.0 gebaseerd zijn op oudere informatie, is het op basis van de toen geconstateerde verwaarloosbare kleine kans op overschrijding van de ALI-drempelwaarden niet in de lijn der verwachting dat er voor duikers sprake zal zijn van een grotere negatieve impact van windparken op zee op de populatie dan geaccepteerd. In hoofdstuk 11 van het Ecologisch achtergrondrapport is kwalitatief beoordeeld of van Nederwiek I-B in cumulatie een negatieve impact op de soortgroep duikers te verwachten is. Hier werd geconcludeerd dat de voorspelde aantallen slachtoffers in Nederwiek I-B en omliggende windparken in de buurt meestal klein zijn. Voor de duikers werd in al die parken de impact als klein (niet significant) beoordeeld. Dit laat zien dat het redelijkerwijs niet te verwachten is dat in cumulatie een significant negatief effect als gevolg van habitatverlies zal optreden voor de soortgroep duikers.

Jan-van-gent
De actuele ALI-drempelwaarde voor de jan-van-gent (vastgesteld door LVVN in 2025) is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 5%. Voor het nationale scenario is de kans op een dergelijke afname 100%. Dit percentage ligt boven de maximaal acceptabele kans van 5%.

In deel A van het KEC 5.0 wordt beschreven hoe er omgegaan moet worden met uitkomsten van het KEC in MER-beoordelingen (Rijkswaterstaat 2025). Hieruit volgt dat als er een ALI-overschrijding als gevolg van de impact van windparken op zee uit het KEC naar voren komt, er vervolgens gekeken moet worden naar de Nederlandse Staat van Instandhouding en populatietrend van deze soort. Als één van deze twee negatief is, kan geconcludeerd worden dat door windenergie op zee een onacceptabel effect ontstaat wat nader bekeken moet worden. Als de huidige Staat van Instandhouding gunstig is, én ook de

populatietrend positief, dan is de verwachting dat de toekomstige Staat van Instandhouding ook gunstig is, ondanks de gevolgen van windenergie op zee. Om een duiding te geven aan de overschrijding bij jan-van-gent zijn in hoofdstuk 11 van het Ecologisch achtergrondrapport (bijlage 5 van het MER) de stappen zoals beschreven in deel A van het KEC 5.0 doorlopen. Hieruit bleek dat de Staat van Instandhouding voor jan-van-gent gunstig is en de populatietrend matig stijgend is. Hiermee kunnen op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend significant negatieve effecten op de jan-van-gent uitgesloten worden.

Zeekoet
De actuele ALI-drempelwaarde voor de zeekoet (vastgesteld door LVVN in 2025) is een maximaal acceptabele kans van 5% op een afname van 15%. Voor het nationale scenario is de kans op een dergelijke afname 100%. Dit percentage ligt boven de maximaal acceptabele kans van 5%.
Ook voor zeekoet is in hoofdstuk 11 van het Ecologisch achtergrondrapport (bijlage 4 van het MER) volgens het stappenplan van deel A van het KEC 5.0 gekeken naar de Staat van Instandhouding en populatietrend (Rijkswaterstaat 2025). Hieruit bleek dat de Staat van Instandhouding voor zeekoet gunstig is en de populatietrend positief is. Hiermee kunnen op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend significant negatieve effecten op de zeekoet uitgesloten worden.

Conclusies cumulatieve impact zeevogels
Op basis van de bovenstaande uitkomsten van de meest recente berekeningen kunnen effecten op de Staat van Instandhoudingworden uitgesloten voor alle zeevogelsoorten bij zowel het nationale als internationale scenario.

7.1.2 Watervogels en landvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in kavel I-B 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 een rol van ondergeschikt belang bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

Voor acht prioritaire trekvogelsoorten (IJntema *et al.* 2025) waarvoor in het kader van de KEC 5.0 studie ook populatiemodellen zijn opgesteld, is voor voorliggende beoordeling met populatiemodellen doorgerekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW en 20 MW windturbines met 15% overplanting als worst-case scenario's. Op de uitkomsten zijn de huidig geldende ALI-drempelwaarden toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). Voor alle trekvogelsoorten worden de ALI-drempelwaarden niet overschreden, zowel in het nationale als internationale scenario. Daarmee kunnen effecten op de GSI voor trekvogelsoorten uitgesloten worden.

7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat sommige soorten vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de groottes van de populaties waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*) en rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) 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 soort specifieke 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 (Rijkswaterstaat 2015). Hierna is in een Wozep studie een minimale populatieschatting van 25.000 voor ruige dwergvleermuizen die over de Noordzee trekken vastgesteld (cf, Limpens *et al.* 2017). Recent is er een studie op basis van genetica uitgevoerd voor ruige dwergvleermuizen die langs de Nederlandse kust migreren (van Schaik et al. 2025). Echter wordt de schatting op basis van genetica die hieruit komt minder betrouwbaar geacht en wordt de waarde uit 2017 door Wozep geadviseerd als meest betrouwbare bron. De schatting van deze studie resulteert in een internationale PBR van 825 voor ruige dwergvleermuizen.

Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven van het aantal aanvaringsslachtoffers. Deze ligt tussen 0 en 1 slachtoffers per windturbine per jaar. In dit hoofdstuk is uitgegaan van de worst-case aanname dat in offshore windparken in de Noordzee maximaal 1 slachtoffer per windturbine per jaar zullen vallen. In de expert workshop die is uitgevoerd in het kader van KEC 5.0 (Royal HaskoningDHV 2024) is geconcludeerd dat het op dit moment niet mogelijk is om een meer wetenschappelijk onderbouwde aanname voor het aantal vleermuisslachtoffers vast te stellen voor offshore windparken.

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen zijn op deze populaties in de zuidelijke Noordzee, worden de bestaande en vergunde windparken meegenomen in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2025 (KEC 5.0) zou in Nederland het maximale aantal windturbines tot en met Nederwiek I-B en Nederwiek Noord op 1.678 windturbines uitkomen en internationaal (inclusief de Nederlandse windturbines) op 11.138.
Volgens de aanname dat per windturbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen, zal dit cumulatief tot 1.373 vleermuisslachtoffers per jaar leiden in het nationale scenario en 10.833 vleermuisslachtoffers in het internationale scenario. 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 10.659 en onder rosse vleermuizen op 423 dieren uit. Dit is voor rosse vleermuis ruim onder de PBR van 4.089 dieren. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie hoofdstuk 8) wordt het aantal slachtoffers in windparken naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman & Japink 2022). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie nog steeds ruim boven de PBR van 825 dieren uit.

Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst-case internationaal scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel.[6] Belangrijke kanttekening hierbij is dat er sprake is van een opeenstapeling van worst-case benaderingen die het effect overschatten. Zo wordt de effectieve populatiegrootte geschat op enkele honderd duizenden dieren waarvan de bovengrens 2 miljoen dieren is (Lagerveld *et al.* 2017). Maar er wordt als uitgangspunt voor de beoordeling en vanuit het worst-case principe een minimale populatieschatting van 25.000 dieren gehanteerd. Ook is het aantal slachtoffers geschat met een worst-case benadering op 1 vleermuis per windturbine per jaar, waar de verwachte range 0-1 vleermuis per windturbine per jaar is. 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

[6] *In het nationale scenario zijn negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis wel uit te sluiten.*

realistischer maken. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding uit te sluiten.

7.3 Bruinvissen

In het KEC 5.0 zijn de cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie en zeehondenpopulatie van de Routekaart Windenergie op zee berekend. De resultaten van de KEC 5.0 berekeningen voor verschillende scenario's maken het mogelijk een verband af te leiden tussen het aantal dierverstoringsdagen als gevolg van de aanleg van windparken volgens de Routekaart en de afname van de populaties onder bruinvissen en zeehonden op het NCP.
KEC 5.0 laat zien de aanleg van de windparken van de Routekaart Windenergie op zee in totaal resulteert in 1,7 miljoen bruinvisverstoringsdagen en een populatiereductie van 3,7 procent op het NCP (zie Tabel 7-1). Er wordt dus ruimschoots voldaan aan de ecologische norm van maximaal 5% afname van de populatie op het NCP (met een zekerheid van 95%).

Tabel 7-1 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee (inclusief TenneT platforms) op de bruinvispopulatie op het NCP volgens de Routekaart Windenergie op zee (KEC 5.0 scenario).

	Opgesteld vermogen (MW)		Bruinvis-verstoringsdagen (duizenden)
Borssele I, II	752	169	74
Borssele III, IV, V	751	170	82
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	160
Hollandse Kust (noord) V	759	170	97
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	156
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	270
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	142
Nederwiek (zuid) I, 2 kavels van max. 1,15 GW	**2.295**	**164**	**132**
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	313
Doordewind I	2.300	164	166
Hollandse kust (west) VIII	760	164	39
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	71
Totaal			**1.705**
Populatiereductie			**3,7%**

Uit de in hoofdstuk 4 (en bijlage 5 van het MER) weergegeven resultaten blijkt dat voor de aanleg van een windpark in kavel I-B van Nederwiek (zuid) het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen voor alle alternatieven kleiner is dan de helft van het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend in KEC 5.0 voor het hele windenergiegebied Nederwiek I (zuid)[7]. De conclusie is dat significante effecten van de

[7] *Voor het windenergiegebied Nederwiek I (zuid) is in KEC 5.0 gerekend met 153 turbines van 15 MW en een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s*

heiwerkzaamheden voor de aanleg van windturbines in kavel I-B van Nederwiek (zuid) op de bruinvispopulatie voor de onderzochte alternatieven in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart zijn uit te sluiten. Er is daarbij van uitgegaan dat tijdens de constructie van windturbines in Nederwiek (zuid) een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s van toepassing is. **Geconcludeerd** wordt dat significant negatieve effecten op de Gunstige Staat van Instandhouding ook in cumulatie zijn uitgesloten.

7.4 Benthos

In kavel I-B komen geen benthossoorten voor die zijn beschermd onder de Ow middels de soortenbescherming (zie hoofdstuk 5). Om deze reden is cumulatie niet aan de orde.

7.5 Vissen

De steur (*Acipenser sturio*) en houting (*Coregonus oxyrinchus*) zijn beschermd onder de Ow middels de soortenbescherming, maar de bouw, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel I-B leiden ten aanzien van deze vissoorten niet tot een overtreding van verbodsbepalingen zoals in hoofdstuk 6 is gesteld. Om deze reden is cumulatie niet aan de orde.

8 Mitigerende maatregelen

Om het aantal slachtoffers onder vogels en vleermuizen te verminderen kunnen een aantal mitigerende maatregelen getroffen worden. In het MER zijn een aantal maatregelen benoemd en dit is samengevat in Tabel 8-1.

Maatregelen 5, 8, 12 en 13 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers van vogels en vleermuizen lager wordt. Van maatregel 12 is momenteel geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld et al. 2015; Brinkman et al., 2024). Wel wordt binnen het 'start/stop-project' aandacht hieraan geschonken om stappen te zetten[8]. 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).

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				
2				
3	Inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien	Zeezoogdieren	Verstoring door geluid wordt beperkt	Effect van geluid op zeezoogdieren is onderzocht en negatief. Mitigatie middels een geluidsnorm is onderdeel van het VKA. In het MER is uitgegaan van een geluidnorm van SELss (750 m) = 164 dB 1 μPa^2s. Het MER geeft ook het aantal dierverstoringsdagen bij toepassing van een lagere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 dB re 1 μPa^2s. Door het opleggen van deze strengere geluidnorm (mits deze kan

[8] *Zie voor meer informatie: https://noordzeeloket.nl/functies-gebruik/energietransitie-zee/windenergie-zee/start-stop/*

4	Overige maatregelen zeezoogdieren tijdens heien	Zeezoogdieren	Verstoring door geluid wordt beperkt	Overige maatregelen voor zeezoogdieren zijn: Het aantal heidagen beperken; in de praktijk betekent dit een keuze voor zo min mogelijk turbines en dus funderingen. Het toepassen van alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen of schroeven. Het geluid dat bij gebruik van deze technieken wordt geproduceerd is anders van aard namelijk continu in plaats van impulsief. Het continugeluid van deze technieken zou mogelijk minder verstorend zijn. Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast.
	Operationele fase			
5	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.
6	Tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Vogels en vleermuizen	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) dat maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk.
7	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.
8		Vogels	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder	

9	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar ook akoestische	Vogels	Aannemelijk, (nog) niet ondersteund door empirisch onderzoek, dat vergroten detectiekans turbines leidt tot vermindering van aantal aanvaringsslachtoffers. Dit is vogelsoort-specifiek. (May *et al.* 2015).	
10	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Vogels	Hoogste aantal aanvaringsslachtoffers onder vogels valt in het voorjaar/ vroege zomer.	
11	'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	
12				Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen en kavelbesluiten al wel opgenomen. Naar verwachting zal dit indirect ook resulteren in minder slachtoffers onder vleermuizen, vanwege overlappende migratieperioden.
13	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 Gamma-A, Gamma-B en Nederwiek I-A is een stilstandvoorziening

				voorgeschreven voor vleermuizen. Deze stilstandvoorziening reduceert het aantal slachtoffers gedurende de najaarsmigratie met naar schatting 40% (Boonman & Japink, 2022).

9 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.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2025. Wijziging drempelwaarden Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. kenmerk DGNV-M / 97878174. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, Den Haag.

van Donk, S., R. van Bemmelen, C. Chen, I. Tulp & E. Melis, 2024. Seabird maps of the North Sea. A short description of methodology. Wageningen University & Research report: C024/24. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Dutch Birding Association, 2026. Soortenlijst Dutch avifauna. Dutchavifauna.nl. Geraadpleegd op 12-2-2026.

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.

Heinis, F., C. de Jong & M. Broeren, 2023. Aanleg van windparken in IJmuiden Ver en Nederwiek I. Beperken van onderwatergeluid en haalbaarheid van geluidsnormen. Rapport Pondera Revisie 3.0.

Heinis, F., C. de Jong, & S. von Benda-Beckmann, 2025. KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. The Hague: TNO 2025 R10477.

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.

Hin, V., G. IJntema, T. van Kooten & A. Potiek, 2024. A revised methodology for quantifying 'Acceptable Level of Impact' from offshore wind farms on seabird populations. Wageningen Marine Research report C034/24. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

IJntema, G., N. Heida, J. Leemans, A. Gyimesi & A. Potiek, 2025. Collision effects of North Sea wind turbines on bird species within the "Kader Ecologie & Cumulatie (KEC) 5.0". Actualisation of models, data and predicted mortality for Dutch government offshore wind development scenarios, Rapport 24-163. Waardenburg Ecology, 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. 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., H.J.G.A. Limpens, M.J. Schillemans & M. Scholl, 2017. Bat 1: Estimate of bat populations at the southern North Sea. Supporting note to ZDV report no. 2016.031 Migrating bats at the southern North Sea. Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen.

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. Pagina 32

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. Pagina 33

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.

Rijkswaterstaat, 2025. Duiding Kader Ecologie en Cumulatie 5.0 (KEC 5.0).

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.

van Schaik, J., Schuler, S., Stienstra, K., Janssen, R., Dekeukeleire, D., Boshamer, J.P., Noort, B.C., Steenbergen, J. & S. Lagerveld, 2025. Diverse but declining? Population genetic structure and genetic diversity of Nathusius' pipistrelle along the Dutch coastline during the autumn migration period. Mammalian Biology, pp.1-12.

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.

Soudijn, F.H., V. Hin, E. Melis, C. Chen, S. van Donk, D. Benden & M.J.M. Poot, 2025. Population level effects of displacement of marine birds due to offshore wind energy developments, KEC 5. Wageningen Marine Research Report C094/24 A. 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.

Bijlage 8 - Passende Beoordeling

Nederwiek kavel I-B

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Status:	Definitief/2
Datum:	8 juni 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

Projectgerelateerd

HASKONING INTERNATIONAL B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 10145589

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

Titel document:	Bijlage 8 - Passende Beoordeling
Ondertitel:	Nederwiek kavel I-B
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Status:	Definitief/2
Datum:	8 juni 2026
Projectnaam:	MER kavel I-B Nederwiek
Projectnummer:	CP3079
Auteur(s):	Tom Herfs
Opgesteld door:	Haskoning
Classificatie:	Projectgerelateerd

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning International B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning International B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Inhoud

1	**Inleiding**	**1**
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	1
1.2.1	Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee	2
1.2.2	Update Framework Appropiate Assesment	2
1.2.3	Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)	2
1.3	Leeswijzer	3
2	**Beleid en wetgeving**	**4**
2.1	Wet windenergie op zee	4
2.2	Vogel- en Habitatrichtlijn	5
2.3	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	6
3	**Voorgenomen activiteit**	**7**
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	7
3.2	Bandbreedte benadering	9
3.3	Voorkeursalternatief (VKA)	9
4	**Afbakening**	**12**
4.1	Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep	12
4.1.1	Verwachte effecten op fytoplankton	14
4.1.2	Verwachte effecten op bodemfauna	14
4.1.3	Verwachte effecten op vleermuizen	15
4.1.3.1	Vleermuizen aangewezen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden	15
4.1.3.2	Vleermuizen vanuit buitenlandse Natura 2000-gebieden	15
4.1.4	Verwachte effecten op vissen	16
4.1.4.1	Effecten van elektromagnetische velden (EMV)	18
4.1.4.2	Effecten van onderwatergeluid op vislarven	20
4.2	Ingreep-effectrelaties per fase	21
4.2.1	Aanlegfase	21
4.2.1.1	Activiteiten	21
4.2.1.2	Soorten	22
4.2.2	Exploitatiefase	22
4.2.2.1	Aanwezigheid windturbines	23
4.2.2.2	Aanwezigheid kabels	23
4.2.2.3	Scheepvaart tijdens onderhoud	24
4.2.2.4	Verbod scheepvaart	24
4.2.3	Verwijderingsfase	24

4.3 Vogels 25
4.4 Zeezoogdieren 26
4.5 Natura 2000-gebieden & Britse natuurbeschermingsgebieden 26
4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels 26
4.5.1.1 Gebieden aangewezen voor broedvogels 26
4.5.1.2 Gebieden aangewezen voor niet-broedvogels 27
4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren 27

5 Huidige situatie 29
5.1 Vogels 29
5.1.1 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels 29
5.1.1.1 Duinen en Lage Land Texel 29
5.1.1.2 Duinen Vlieland 29
5.1.1.3 Waddenzee 30
5.1.1.4 Flamborough and Filey Coast 30
5.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels 30
5.1.2.1 Bruine Bank 30
5.1.2.2 Friese Front 31
5.1.2.3 Noordzeekustzone 31
5.1.2.4 Voordelta 32
5.2 Zeezoogdieren 32
5.2.1 Bruinvis 33
5.2.1.1 Habitat 33
5.2.1.2 Verspreiding en aantallen 33
5.2.2 Zeehonden 35
5.2.2.1 Habitat 35
5.2.2.2 Verspreiding en aantallen 36

6 Effectanalyse 38
6.1 Vogels 38
6.1.1 Niet-broedvogels 39
6.1.1.1 Voordelta en Noordzeekustzone 40
6.1.1.2 Bruine Bank 41
6.1.1.3 Friese Front 42
6.1.1.4 Overige beschermde natuurgebieden 42
6.1.1.5 Barrièrewerking 42
6.1.1.6 Indirecte effecten 43
6.1.2 Broedvogels (kolonievogels) 43
6.1.2.1 Barrièrewerking 44

6.1.2.2 Indirecte effecten 44
6.1.3 Trekvogels 44
6.2 Zeezoogdieren 45
6.2.1 Inleiding effectbepaling 45
6.2.2 Effecten tijdens de aanlegfase 48
6.2.3 Effecten tijdens de exploitatiefase 50
6.2.3.1 Draaiende windturbines 50
6.2.3.2 Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen 50
6.2.3.3 Effect van elektromagnetische velden 50
6.2.4 Effecten tijdens de verwijderingsfase 51

7 Stikstofdepositie 52

8 Cumulatie 56
8.1 Vogels 56
8.1.1 Inleiding 56
8.1.2 Lokaal verblijvende niet-broedvogels 57
8.1.3 Broedende kolonievogels 59
8.1.4 Vogels tijdens seizoenstrek 62
8.2 Zeezoogdieren 64
8.2.1 Cumulatieve effecten zeezoogdieren - Aanleg windpark in kavel I-B Nederwiek (zuid) 64
8.2.2 Cumulatieve effecten zeezoogdieren - Routekaart Windenergie op zee 66
8.2.3 Natura 2000-gebieden 68
8.2.3.1 Grensoverschrijdende effecten op Natura 2000-gebieden 68

9 Referentielijst 71

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van CO_2-emissies, en daarmee samenhangend, het produceren van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. In 2022 heeft de toenmalige Minister voor Klimaat en Energie de doelstelling voor wind op zee verhoogd tot een vermogen van 21 GW. In de Routekaart Windenergie op zee[1] is opgenomen welke (delen van de) nieuwe windenergiegebieden wanneer ontwikkeld worden. Eén van deze windenergiegebieden is windenergiegebied Nederwiek. Windenergiegebied Nederwiek is ook aangewezen in het Programma Noordzee 2022-2027.

De Wet windenergie op zee (Wwoz) geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027. 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 paragraaf § 7.2.3 van het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Groene Groei kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op inclusief Passende Beoordeling (PB). Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (artikel 3, lid 1 Wwoz).

In een onderzoek uit 2008 (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 een kavelbesluit dient dan ook een PB opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling hiervan conform de wettelijke vereisten voor kavel I-B in windenergiegebied Nederwiek (zuid).

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[2]. Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden (onderzoeksplicht). Het Hof van Justitie 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 van Justitie dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag.

[1] *Nieuwe windparken op zee | RVO.nl*
[2] *ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44*

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 Appropiate Assesment

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. De update van het 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 Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)

Ecologie is een belangrijk onderwerp in de belangenafweging bij het realiseren van windparken op zee. Het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) is een aanpak om de verwachte cumulatieve ecologische effecten op beschermde soorten van een toekomstscenario voor windenergie op zee, vroegtijdig en kwantitatief (waar mogelijk) in beeld te brengen met behulp van modellen. Door in een vroeg stadium de ecologische effecten in beeld te hebben, kunnen risico’s rond de uitrol van die routekaart tijdig aangepakt worden (bijvoorbeeld door extra kennisontwikkeling of door inzet van mitigerende maatregelen). Het doorrekenen van toekomstige ecologische effecten op beschermde soorten gebeurt met up-to-date modellen en de meest recente wetenschappelijke kennis. Zijn de ecologische effecten als gevolg van de bouw of aanwezigheid van die windparken te groot, dan is dit een ‘*early warning*’ voor de uitrol van de nog niet vergunde parken van de routekaart. Hiermee kan het KEC gebruikt worden als een eerste stap in het toetsingsproces van de kavelbesluiten. De toetsing van de kavelbesluiten zelf vindt plaats volgens de bepalingen van de Omgevingswet (Ow), die voorschrijven te toetsen aan gebiedsbescherming en soortenbescherming. De beleidsmatige verankering van het KEC is opgenomen in het Programma Noordzee en in het Noordzee Akkoord. Het KEC is in 2025 (versie 5.0) op basis van de laatste inzichten herzien.[3] Het KEC 5.0 is, waar relevant, ook gehanteerd bij deze PB. In de PB wordt de toets uitgevoerd op basis van effecten van de aangevraagde activiteit op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

[3] *Zie: https://noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/kader-ecologie-cumulatie/*

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. 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, alsmede de samenvattende beoordeling van elk van de relevante Natura 2000-gebieden.

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 windturbines, type en kenmerken van funderingen, etc.) vastleggen waarbinnen de toekomstige ontwikkelaar zal moeten blijven. De Minister voor Klimaat en Groene Groei 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 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 omgevingsvergunning 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 voor Klimaat en Groene Groei 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 toch het kavelbesluit worden vastgesteld, 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 (Or). De te treffen compenserende maatregelen maken in dat geval deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Deze is geïmplementeerd in de Ow, die voor wat betreft kavelbesluiten, is geïncorporeerd in de Wwoz.

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.

Kavel I-B ligt zelf geheel buiten Natura 2000-gebieden. Met name enkele Natura 2000-gebieden in zee die zijn aangemeld onder de Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn zijn echter 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 aangewezen beschermde vogels die in of nabij het windpark vliegen. 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 deze PB 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:

1. mogelijk rechtstreekse aantasting,
2. externe werking en
3. cumulatieve effecten.

Ten eerste is rechtstreekse aantasting het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan in een Natura 2000-gebied gepland is. De effecten hebben dan rechtstreeks effect binnen het Natura 2000-gebied en op de natuurdoelstellingen van dat gebied. Bijvoorbeeld oppervlakte dat verloren gaat binnen het Natura 2000-gebied door het oppervlak van het gebruik, project of plan. Van rechtstreekse aantasting is voor kavel I-B op voorhand geen sprake omdat de kavel zich volledig buiten Natura 2000-gebieden bevindt (zie Figuur 2-1).

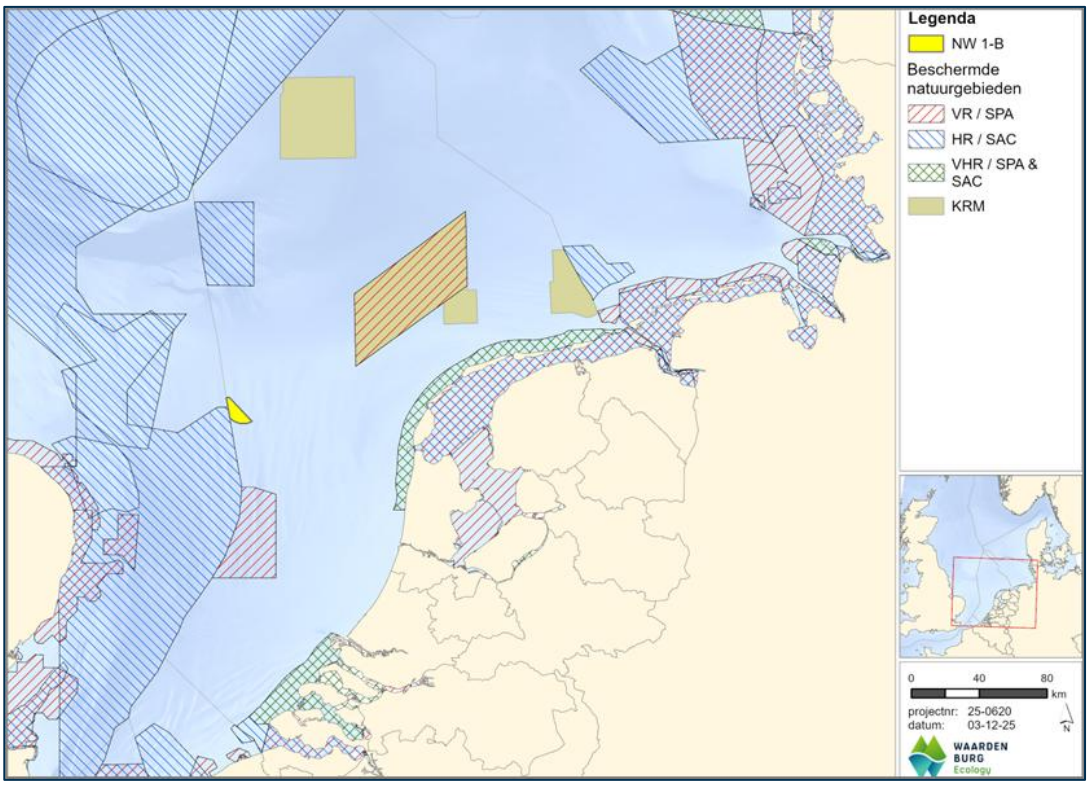
Ten tweede is externe werking het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan weliswaar buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten daarvan zich binnen dat gebied of op de natuurdoelstellingen van dat gebied, openbaren. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een windturbine 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 Natura 2000-gebied beschermd zijn, zich tijdens het foerageren buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met een windturbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment op de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat het significante gevolgen kan hebben voor de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. De effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn meestal dergelijke externe effecten. De soorten waarvoor in deze PB een effectbeoordeling wordt uitgevoerd, hetzij van de aanleg, de aanwezigheid of van de verwijdering van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden of buitenlandse

natuurbeschermingsgebieden (zie Figuur 2-1). De trechtering van mogelijke effecten wordt uitgevoerd in hoofdstuk 4 (paragraaf 4.5).

Tot slot is de cumulatie van effecten van andere plannen en projecten het derde 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 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) en de Ow wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op nationale of internationale 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 Groene Groei 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 PB relevante buitenlandse beschermde natuurgebieden beschreven.



Figuur 2-1 Overzicht van de locatie van het windenergiegebied Nederwiek (zuid) 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.

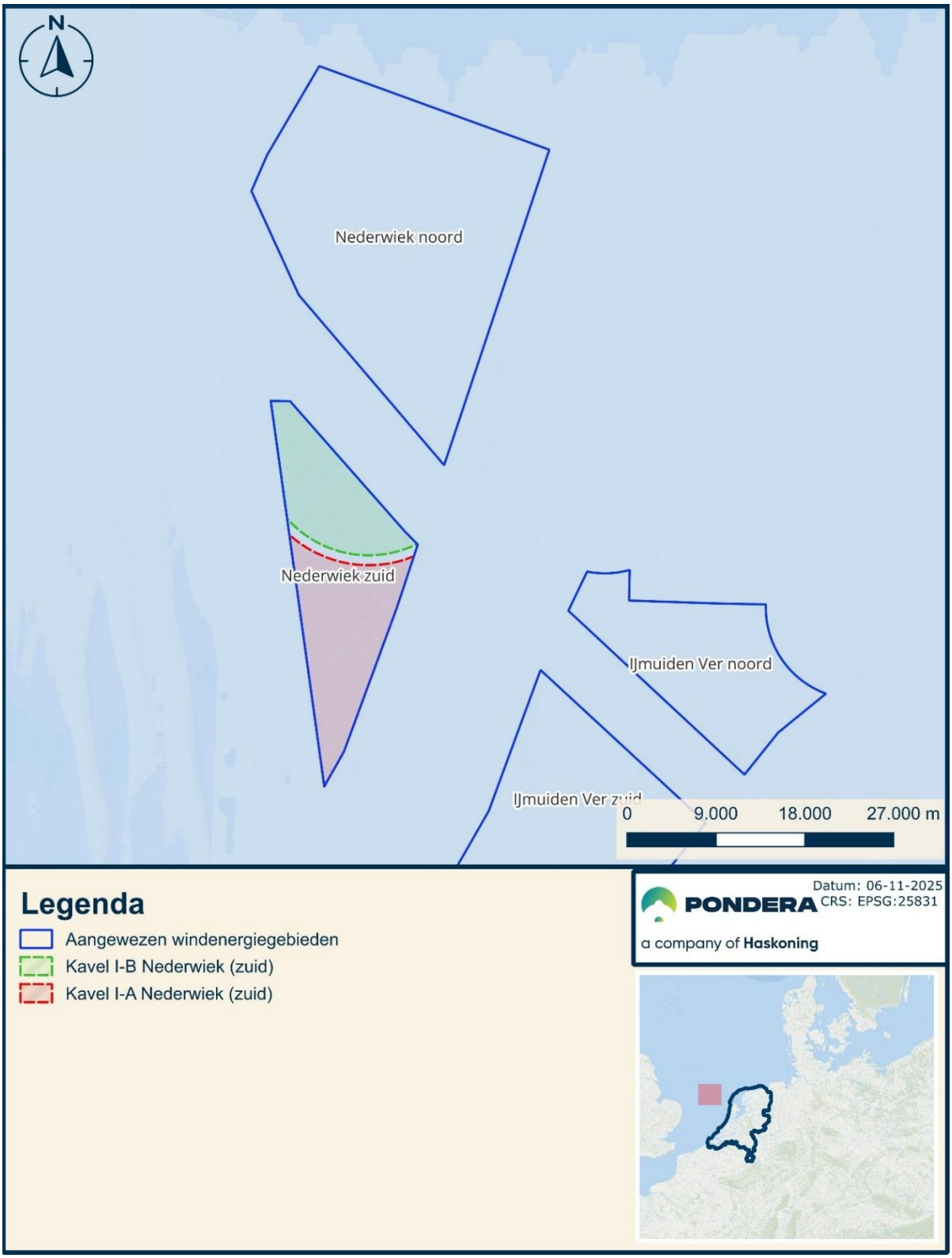
3 Voorgenomen activiteit

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel I-B in het windenergiegebied Nederwiek (zuid), gelegen op circa 95 kilometer van de Noord-Hollandse kust. In kavel I-B wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en na de duur van de vergunning weer verwijderd. De kavel die in Figuur 3-1 is afgebeeld is uitgangspunt geweest voor de effectbepaling in het MER en voor deze PB.

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een offshore hoogspanningsstation dat via een 525kV-gelijkstroom kabeltracé naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. Het hoogspanningsstation, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd. Hiervoor is een separate MER doorlopen, inclusief PB[4]. De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk is reeds vergund en gezien het voorgaande valt deze buiten de scope van deze PB.

[4] *Zie https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/noz-nederwiek-1.*



Figuur 3-1 Kavel I-B in windenergiegebied Nederwiek (zuid)

3.2 Bandbreedte benadering

Kavel I-B wordt uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten, met inachtneming van de voorschriften uit het kavelbesluit. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. 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 windturbineopstellingen 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.

3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB beschouwt de effecten van de voorkeursbandbreedte (en voorkeursligging van de kavel), zie Tabel 3-1, in combinatie met verplichte mitigerende maatregelen. Dit wordt het voorkeursalternatief (VKA) genoemd, maar bestaat dus uit meerdere mogelijke inrichtingen. De effecten worden soms van meerdere inrichtingen of alternatieven in beeld gebracht, omdat vooraf niet altijd duidelijk is welk alternatief de meeste effecten sorteert.

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 I-B. Deze maatregelen dienen daadwerkelijk te worden genomen en hebben betrekking op vogels, vleermuizen en zeezoogdieren.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen die in het kavelbesluit bindend zullen worden voorgeschreven zijn:

- 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. Voor de stilstandvoorziening voor trekvogels geldt dat het effect van de maatregelen nog niet goed is te kwantificeren. De maatregel voor vleermuizen wordt niet betrokken, omdat de effecten van de windturbines op vleermuizen niet verder worden behandeld in deze PB (zie paragraaf 4.1.3 voor een toelichting).

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren) die worden genomen zijn:

- De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 of 164 dB re 1 μPa^2s op 750 meter van de geluidsbron. De onderbouwing voor welke waarde wordt voorgeschreven in het kavelbesluit wordt gegeven in het kavelbesluit. In het kader

van deze PB wordt de toepassing van de worst-case geluidwaarde (164 dB) als onderdeel van het VKA beschouwd. Bijlage 5 van het MER behandelt beide geluidwaarden (160 & 164 dB).

Anders dan bij de eerder benoemde maatregelen voor vogels en vleermuizen is in deze PB de geluidsbeperkende werking van de hierboven bedoelde mitigerende maatregelen wel in de effectbeoordeling betrokken.

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.

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 I-B

Totaal opgesteld vermogen kavel	
Aantal windturbines	
Vermogen individuele windturbines	
Tiphoogte individuele windturbines	
Tiplaagte individuele windturbines	
Rotordiameter individuele windturbines	
Maximaal rotoroppervlak	
Aantal bladen per windturbine	
Type funderingen	
Maximaal geluidniveau in geval van heien van fundering (impuls geluid)	
Maximaal geluidniveau in geval van andere funderingstechniek dan heien (continu geluid)	
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per windturbine:	
Monopile	
Multipile *(waaronder* ‘tripods’ *en* ‘jackets’*)*	
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	

Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (*inter-array* bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 tot 3 meter en op diepte gehouden

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 per soortgroep als uitgangspunt genomen zodat de maximale effecten zijn bepaald die zich binnen het VKA (bestaande uit de voorkeursbandbreedte en de geluidsbeperkende maatregelen) voor kunnen doen. Voor vogels en zeezoogdieren is de worst-case situatie de opstelling met het grootste aantal windturbines (76 x 15 MW) in de kavel.

Tabel 3-2 Worst-case en best case binnen de voorkeursbandbreedte.

Vogels en vleermuizen	*Alternatief (Worst-case)* 76 x 15 MW windturbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m	*Alternatief (Best case)* 50 x 20 MW windturbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m
Onderwaterleven	76 x 15 MW windturbines (worst-case) 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW windturbines (best case) 1 turbinelocatie per dag

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 locatie specifieke 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 vanwege voortschrijdend inzicht. Zo kunnen er 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.**Error! Bookmark not defined.**

Tabel 4-1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden. In de volgende paragrafen van Hoofdstuk 4 wordt per soortgroep een korte analyse gegeven van de verwachte ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken. Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten en Natura 2000-gebieden die in deze PB dienen te worden behandeld.

Tabel 4-1 Ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep. Een 'X' betekent dat de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn.

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	X	
	Hard substraat	X	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								
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

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 tijdens het heien van fundaties. Daarnaast zijn de effecten op fytoplankton als gevolg van de aanlegwerkzaamheden 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; Zijl et al. 2024). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen, zoals op 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, moeten in de toekomst 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)[5], waarbij de vergunninghouders van windparken op zee op grond van de kavelbesluiten medewerking dienen te verlenen.

4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna

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, in Hoofdstuk 5 van het MER wordt beschreven dat de bandbreedte van bodemberoering, de totale verwachte ruimtelijke impact, tussen de 1.723.600 m^2 en 3.288.800 m^2 ligt. Dit komt overeen met 1,57% tot 2,99% van het gehele oppervlak van kavel I-B. In vergelijking met het hele NCP komt dit overeen met 0,003% tot 0,006%. In het deel van de Noordzee, ter plaatse van kavel I-B, zijn geen benthossoorten bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang (zie Bijlage 4 van het MER voor meer detail over het voorkomen van benthossoorten). Verlies aan individuen of leefgebied zal naar verwachting geen significante invloed op de totale populatie hebben. 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 naar verwachting 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. Daarbij zijn er geen bodemdieren opgenomen als habitatrichtlijnsoort voor de Natura 2000-gebieden op zee. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

[5] https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/ecosysteemonderzoek/

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). Daarnaast kunnen er aantrekkende en verstorende effecten optreden door het gebruik van verlichting. Het gaat dan om de verlichting op werkschepen in de aanlegfase of de windturbineverlichting ten behoeve van de luchtvaart.

4.1.3.1 Vleermuizen aangewezen in de 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 en op de Referentielijst staan, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. Van de genoemde soorten staat Bechsteins vleermuis niet op de Referentielijst en is dus niet aangewezen in een Nederlands Natura 2000-gebied. Deze soort wordt daarom verder niet behandeld in voorliggende PB. De vleermuissoorten ingekorven vleermuis, meervleermuis en vale vleermuis zijn aangewezen in Nederlandse Natura 2000-gebieden op land. Vanwege mogelijke externe werking is het relevant om nader te bezien wat het effect van een windpark in kavel I-B betekent. Kavel I-B ligt op 95 kilometer van de kust. De Natura 2000-gebieden waarin de ingekorven vleermuis en vale vleermuis zijn aangewezen liggen in Limburg. Deze Natura 2000-gebieden liggen op dusdanig grote afstand van het windenergiegebied Nederwiek (zuid) dat het is uit te sluiten dat deze vleermuizen vanuit deze gebieden tot in kavel I-B foerageren gezien hun foerageerafstand (10-30 km). Ook is bij de meest recente metingen van WMR op de Noordzee geen activiteit vastgesteld van ingekorven vleermuis en vale vleermuis.

De meervleermuis is wel aangewezen in Nederlandse Natura 2000-gebieden in kustprovincies. De open zee is echter 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 (Duitsland), 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 geen meervleermuizen vastgesteld op de Noordzee bij de meest recente metingen van WMR (Lagerveld et al. 2023) en is de soort nooit 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 kavel I-B 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 I-B op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Ingekorven vleermuis, vale vleermuis en meervleermuis zullen derhalve niet verder worden meegenomen in voorliggende PB.

4.1.3.2 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 kavel I-B. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 92% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen (Lagerveld et al. 2023). Daarnaast komen in de omgeving van kavel I-B volgens de metingen kleine aantallen rosse vleermuizen en/of

tweekleurige vleermuizen en gewone dwergvleermuizen voor. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in kavel I-B 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. 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 dicht bij 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 windturbine in plaats van vanuit gondel op wiekhoogte) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftecijfers) moeilijk. Daarnaast zijn gemeten gegevens over aanvaringen op zee 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 windturbine 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 tot 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2023). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden (ruige dwergvleermuis) 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 (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis) komen 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 I-B verwaarloosbaar. Daar komt bij dat het gros van de dieren in Oost-Europa niet zijn gebonden aan Natura 2000-gebieden. Beide soorten vleermuizen komen wijd verspreid voor in geschikte biotopen. De instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden in het buitenland worden door de ingreep niet aangetast. Deze soorten worden daarom niet behandeld in deze PB. Al met al zullen vleermuizen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Verwachte effecten op vissen

De vissoorten zeeprik, rivierprik, elft en flint, 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 (Stelzenmüller *et al.* 2004, Heessen *et al.* 2015).

Voor zeeprik en rivierprik is weinig bekend over hun voorkomen op zee. De 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 95 km 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). Beide soorten zijn niet aangetoond bij de analyse van visstandbemonsteringen nabij kavel I-B. Effecten op deze soorten zijn niet uit te sluiten, maar offshore waarnemingen zijn sporadisch.

Ook de elft wordt over algemeen zelden aangetroffen tijdens de verschillende visstandmonitoringen in het Nederlandse Noordzeegebied. Waarnemingen worden het meest geregistreerd bij de DFS (Demersal Fish Survey), en dan 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. Tot op heden is de elft niet aangetroffen bij visbemonsteringen nabij kavel I-B.

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, het overige deel 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. Wel is de soort aangetoond bij de analyse van visstandbemonsteringen nabij windenergiegebied Nederwiek (zuid). Hierbij zijn in februari 2016 drie finten gevangen in een IBTS bemonsteringsvak (35F3) waarin kavel I-B ook deels ligt (ICES, 2023). Effecten op deze soort zijn dus niet uit te sluiten, maar offshore waarnemingen zijn sporadisch.

De (Nederlandse) Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan en (Duiste) 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 kavel I-B, maar in verhouding tot de totale populatie bevindt zich slechts een klein aandeel van deze soorten verder offshore. De afstand tussen kavel I-B en de genoemde Natura 2000-gebieden is erg groot en daarom zullen de aantallen vissen afkomstig uit Natura 2000-gebieden in de omgeving van kavel I-B (zeer) klein zijn. Verder is het effect van onderwatergeluid van windparken lokaal van aard en de heigeluiden bij de aanleg van het windpark 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. Effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze Passende Beoordeling.

4.1.4.1 Effecten van elektromagnetische velden (EMV)

Elektrische en magnetische velden ontstaan bij de elektriciteitsproductie, het transport en de distributie ervan, en bij het gebruik van elektriciteit. Een elektrisch veld ontstaat wanneer er een verschil is in spanning tussen een voorwerp en de omgeving. Het elektrisch veld hangt samen met de spanning, en wordt uitgedrukt in Volt per meter (V/m). Een magnetisch veld ontstaat wanneer er een elektrische stroom loopt. De magnetische veldsterkte wordt gewoonlijk uitgedrukt in microTesla (µT), een miljoenste deel van de Tesla. De sterkte van de velden is afhankelijk van de aanwezige spanning (elektrisch veld) of de stroomsterkte (magnetisch veld), maar is ook sterk afhankelijk van de afstand tot de bron. Voor elektrische en magnetische velden neemt de veldsterkte snel af wanneer de afstand tot de bron groter is. Als de elektrische en magnetische velden aan elkaar gekoppeld zijn, spreken we over 'elektromagnetische velden' (EMV). Wanneer de kabel een mantel heeft, wordt het elektrische veld (EV) afgeschermd en komt daardoor niet vrij in de directe omgeving van de kabel. Het magnetisch veld (MV) wordt echter niet volledig afgeschermd door de mantel en is daardoor waarneembaar in de directe omgeving van de kabel. Door het bewegen van een organisme door het MV wordt daarnaast een zwak elektrisch veld geïnduceerd, het zogenaamde iE-veld (iEV).

Vissen kunnen EMV waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor EMV. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een EV van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door EV (CMACS, 2003). Recente studies (Snoek et al. 2016, Hutchison et al. 2021, Hermans & Schilt 2022, 2024, Durif et al. 2023, Hermans et al. 2024 en 2025, en Verhelst et al. 2025) naar effecten van EMV in de Noordzee hebben uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MV) en vissen die door het MV zwemmen genereren geïnduceerde elektrisch velden (iEV).
- Het EMV van een inter-array kabel strekt zich meestal enkele meters uit. Deze kabels worden meestal ingegraven in de zeebodem, om technische schade te voorkomen. Door het ingraven van de kabel reikt het EMV minder ver. De hoeveelheid lengte kabel die moet worden gelegd hangt af van de inrichting van het windpark en aantal windturbines. Bij een indicatie opstelling van 76 windturbines zal er circa 175 km aan inter-array kabels worden gerealiseerd.
- Exportkabels met een impact zone van 5 nanotesla (nT) en hoger kan het MV uitstralen tot 60 meter van de kleinere OWEZ kabels tot 180 meter bij de grotere Nederwiek kabels. Deze kabels vallen, anders dan de inter-array kabels, niet onder het MER van kavel I-B, maar zijn onderdeel van het net op zee van TenneT.
- Effectstudies van EMV en iEV, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn schaars. Studies naar de effecten van EMV en iEV werken namelijk vaak met veldsterktes die afwijken van de te verwachten sterktes bij inter-array kabels.
- Het EMV van een inter-array kabel 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 EMV-gevoelige soorten.
- Hoewel er sprake is van kennisleemtes is er tot op heden geen aanwijzing dat er sprake is van sterke directe effecten, zoals schade of dood van organismen, wel is er mogelijk sprake van effecten op gedrag.
- EMV kan via gedragsveranderingen (bijv. oriëntatie of het zoeken naar voedsel) indirecte ecologische gevolgen hebben. Die relaties tussen gedrag en EMV velden zijn, mits aanwezig,

waarschijnlijk complex en niet-lineair met de veldsterkte, waarbij naast sterkte ook frequentie, modulatie en richting van het veld ten opzichte van het aardmagnetisch veld een rol spelen.

Het is duidelijk dat veel soorten MV 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, Hutchison et al. 2020, Copping et al. 2021, Albert et al. 2022a). Elasmobranchen lijken tijdens de embryonale ontwikkeling en migratie het meest kwetsbaar voor het effect van EMV (Hermans *et al.* 2024). De kabels die in dit kader relevant zijn voor kavel I-B zijn de inter-array kabels van de windturbines naar het platform van TenneT en maken onderdeel uit van deze PB.

Tijdens andere experimentele studies naar het effect van EMV op vissen in laboratoria zijn schadelijke fysiologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), cel afwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMV gecreëerd dan die aanwezig zijn rond windparkkabels (Copping et al. 2021). Een studie naar het effect van EMV op larven van de Noorse zandspiering liet geen gedragsverandering zien, al sluit dit niet lange termijn gevolgen van de blootstelling aan EMV 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 MV (Cresci et al 2022b). Bodemvissen zoals bot en schol vertoonden geen aanwijzingen voor aantrekking, vermijding of afwijkend gedrag ten opzichte van EMV (Cresci et al. 2023, Chapman et al. 2025). In een gecontroleerde omgeving waarbij schol werd blootgesteld aan EMV was de kans op verplaatsing minstens twee keer zo groot. Echter, dit was een kleine steekproefgrootte en is er onderzoek nodig in het veld om effecten te verifiëren (Cresci et al. 2023, Chapman et al. 2025).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten die zich oriënteren aan de hand van het aardmagnetisch veld middels magnetoreceptoren (Formicki *et al.* 2019, Hermans *et al.* 2024). 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). Een ander onderzoek in de baai van San Francisco bekeek de migratieroutes van binnenkomende en uitgaande groene steuren (Acipenser medirostris). Deze werden niet significant beïnvloed door een gelijkstroom-hoogspanningskabel, maar de resultaten suggereren een mogelijke subtiele relatie tussen de kabel en de migratieroutes die zowel binnenkomende als uitgaande groene steuren namen (Wyman et al. 2023). 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). Een veldstudie in de Westerschelde toonde geen effect aan van EMV van een exportkabel op het paaigedrag en de paaimigratie van de fint (Verhelst *et al.* 2023). Een veldstudie naar inktvissen kon vooralsnog geen effect van EMV op inktvissen aantonen (Love *et al.* 2017). Daarbij is het risico van blootstelling aan EMV voor dergelijke mobiele soorten naar verwachting ook kortdurend en incidenteel (Albert *et al.* 2020).

Als vissen toch een verandering van het MV 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 EMV te valideren, dosis-respons-relaties te kwantificeren en lange-termijnblootstelling te onderzoeken. Op basis van wetenschappelijke literatuur is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect van EMV op mariene organismen te suggereren of wel uit te sluiten (Bochert & Zettler 2006, Leonhard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek et al. 2016, Fey et al. 2019, Albert et al.

2022b). Er geldt dan ook een grote kennisleemte omtrent dit effect. De potentiële effecten van EMV op vissen worden gezien bovenstaande redenen verder niet behandeld in voorliggende PB.

4.1.4.2 Effecten van onderwatergeluid op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vislarven binnen een zekere straal rondom de heipaal kunnen 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 SEL_{cum} = 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 meter afstand van de heilocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van SEL_{cum} = 222 dB re 1 µPa2s. Popper et al. (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze onderzoeken betreffen vislarven van soorten met uiteenlopende ecologische kenmerken en fysiologie, waaronder zowel bodemgebonden als pelagisch levende vissoorten. 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 volledig gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een volledig 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 de vislarvenonderzoeken 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 Natura 2000-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*

4.2 Ingreep-effectrelaties per fase

In de volgende paragrafen (4.2 tot en met 4.4) 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.

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot mogelijk significante 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 zijn separaat in hoofdstuk 7 beschreven.

Tabel 4-2 Ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase. Een '0' betekent dat er geen significant negatief effect is. Een 'X' betekent dat er een mogelijk significant negatief effect is.

Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

4.2.1.1 Activiteiten

Aanleg kabels, funderingen en uitvoeren surveys

Deze PB is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor kavel I-B. 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 op het niveau van individuen en op biogene structuren verwacht. Het totale bodemoppervlak dat in kavel I-B rechtstreeks wordt beïnvloed wordt, is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het gebied (<3%). Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal. Bovendien treden eventuele negatieve effecten als gevolg van bodemberoering en vertroebeling van zeewater lokaal uitsluitend tijdens de aanlegfase op en zijn van tijdelijke aard. Deze tijdelijke en lokale effecten binnen kavel I-B zijn naar verwachting geringer in omvang omdat windenergiegebied Nederwiek (zuid) in een zandig gebied ligt ten opzichte van een slibrijk gebied waar de omvang van zulke effecten groter zullen zijn. 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).

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.

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. Deze (verhoogde mate van) scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Kavel I-B 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's 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.

4.2.1.2 Soorten

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 (zie Bijlage 4).

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).

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 activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/windturbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het windpark en het verbod op scheepvaart en dus ook visserijschepen (zie Tabel 4-3). Kavel I-B zal verboden gebied blijven voor schepen, uitgezonderd 'bestemmingsverkeer' van bijvoorbeeld de windparkexploitant of een onderaannemer (zoals vastgelegd in artikel 2.40 van de Ow).

Tabel 4-3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase. Een '0' betekent dat er geen significant negatief effect is Een 'X' betekent dat er een mogelijk significant negatief effect is.

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

4.2.2.1 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 (Thaxter *et al.* 2018, Gyimesi et al. 2018a, Skov et al. 2018, Tjørnløv et al. 2023), 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. 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.

4.2.2.2 Aanwezigheid kabels

De parkbekabeling veroorzaakt elektrische en magnetische velden, samen vaak aangeduid als elektromagnetische velden (EMV). 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. Er is weinig bekend over de effecten van magnetische velden op zeezoogdieren. Zeehonden lijken geen last te hebben van EMV, omdat zij geen organen hebben waarmee ze zulke velden kunnen waarnemen. Bij bruinvissen is het niet uitgesloten dat zij magnetische velden kunnen detecteren. De invloed van elektriciteitskabels in windparken op hun gedrag is echter nog onduidelijk, maar vermoedelijk beperkt, omdat bruinvissen regelmatig binnen windparken worden waargenomen.

Er gelden nog kennisleemten omtrent het effect van EMV op individuen van soorten. Op basis van hetgeen is gesteld in paragraaf 4.1.4.1 over EMV en het hierboven beschreven effect op zeezoogdieren is de verwachting dat effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden uitgesloten zijn.

4.2.2.3 Scheepvaart tijdens onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden. Deze (verhoogde mate van) 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 I-B 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.

4.2.2.4 Verbod scheepvaart

Integrale doorvaart van schepen is niet toegestaan in het windenergiegebied en zal alleen toegestaan worden in daartoe aangewezen passages. Kavel I-B 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 (Bijlage 4 van het MER), maar (positieve) effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

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). Tijdens de verwijderingsfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot mogelijk significante ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de verwijdering van de funderingen, de verwijdering van kabels en scheepvaart, zie Tabel 4-4.

Tabel 4-4 Ecologische lokale effecten tijdens de verwijderingsfase. Een ‘0’ betekent dat er een gering effect, geen effect geen significant negatief effect is. Een ‘X’ betekent dat er een mogelijk significant negatief effect is.

Activiteiten verwijderingsfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0

Verwijderen kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel I-B (voor meer details zie ook Ecologisch achtergrondrapport (Bijlage 4 van het MER). 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 I-B tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Op basis van foerageerranges blijkt dat kavel I-B 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 I-B 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 en 9.700 vogels in respectievelijk Noordzeekustzone en Voordelta), eider (26.200 en 2.500 in respectievelijk Noordzeekustzone en Voordelta) en aalscholver (1.900 en 480 in respectievelijk Noordzeekustzone en Voordelta) kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Onder deze drie soorten worden echter geen slachtoffers verwacht in kavel I-B (zie Tabel 6-1). Significant negatieve effecten voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Voordelta worden voor deze soorten daarom uitgesloten. In de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone geldt verder een kwalitatieve instandhoudingsdoelstelling (‘behoud’) geldt voor de dwergmeeuw (beide gebieden) en de grote stern (Voordelta). 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 kwalitatieve behoudsinstandhoudingsdoelstellingen als foerageergebied gelden voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk. Van deze soorten heeft de zeekoet met 19,5 km (cf. Peschko *et al*. 2024) de grootste bekende verstoringsafstand. De kortste afstand tussen de Bruine Bank en kavel I-B bedraagt circa 37 km. Daarmee kan geconcludeerd worden dat kavel I-B op voldoende afstand ligt van Natura 2000-gebieden om significant negatieve effecten als gevolg van direct habitatverlies uit te kunnen sluiten.
- Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door kavel I-B 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.

- Aangezien niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties trekvogels behoren, worden niet alle gebieden waarvandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn besproken, maar wordt het effect van aanvaringen op acht prioritaire trekvogelsoorten (IJntema et al. 2025) getoetst aan de hand van populatiemodellen. In bijlage 4 van het MER is met populatiemodellen doorgerekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW windturbines met 15% overplanting als worst-case scenario. Op de uitkomsten zijn de huidig geldende ALI-drempelwaarden toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). Voor alle trekvogelsoorten worden de ALI-drempelwaarden niet overschreden, zowel in het nationale als internationale scenario. Daarmee kunnen significante effecten op trekvogelsoorten worden uitgesloten worden. (zie paragraaf 8.1.4).
- Effecten op trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoenstrek door kavel I-B 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 kavel I-B. 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. (Aanvaringsslachtoffers onder trekvogels worden beschreven in paragraaf 6.1.3)

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.

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 & Britse natuurbeschermingsgebieden

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.

4.5.1.1 Gebieden aangewezen voor broedvogels

Er is gekeken naar welke broedvogelsoorten terecht kunnen komen in kavel I-B 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 (SPA) Flamborough and Filey

Coast. Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in kavel I-B terecht kan komen (op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange) of waarvoor geen slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt bijvoorbeeld voor de Duitse vogelrichtlijngebieden Helgoland en Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Küstengebiete. Voor het SPA Flamborough and Filey Coast geldt dat deze ca. 226 km van windenergiegebied Nederwiek (zuid) ligt waardoor verstoring van de kolonie niet aan de orde is. Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen eventueel alleen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs (binnen SPA Flamborough and Filey Coast) windenergiegebied Nederwiek (zuid) 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 windenergiegebied Nederwiek (zuid) wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden. SPA Flamborough and Filey Coast wordt daarom verder in deze PB niet meegenomen. De overige Britse gebieden m.b.t. broedvogels liggen op grotere afstand.

4.5.1.2 Gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Behandeld worden ‘Vogelrichtlijngebieden’ die liggen in de Nederlandse Noordzee en die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor vogels, te weten de Bruine Bank en de 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 gebieden. Van deze gebieden is het SPA Greater Wash in Engeland het dichtstbijzijnde gebied dat niet alleen voor kustgebonden vogelsoorten aangewezen is. Dit gebied ligt op ca. 115 km afstand van kavel I-B. Vanwege de grote afstand tussen dit beschermd natuurgebied en kavel I-B zal het windenergiegebied Nederwiek (zuid) niet tot het reguliere leefgebied van deze vogelsoorten gelden. Daarom beschrijven we hierna in eerste instantie alleen de twee Nederlandse Natura 2000-gebieden Bruine Bank en Friese Font. 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 Nederlandse Noordzeegetoetst aan de ALI-drempelwaarden (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

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariën Nederlandse Natura 2000-gebieden[7] instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen (*Phocoena phocoena*), gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Deze soorten

[7] *Dit zijn de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan, Oosterschelde, Westerschelde en Saeftinghe, Klaverbank en Doggersbank.*

komen voor in het plangebied en daarom zal uitsluitend met deze zeezoogdiersoorten rekening worden gehouden in voorliggende PB.

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in kavel I-B 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 Natura 2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden;
- 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).

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 (https://jncc.gov.uk/).

5.1.1 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

5.1.1.1 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). Het gebied ligt op ca. 95 km van kavel I-B. Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in kavel I-B terecht te komen (Woodward *et al.* 2024).

Tabel 5-1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen). In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken.

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)**	

5.1.1.2 Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5-2). Het gebied ligt op ca. 111 km van kavel I-B. Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in kavel I-B terecht te komen (Woodward *et al.* 2024).

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. In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken.

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

5.1.1.3 Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5-3). Het gebied ligt op ca. 97 km van kavel I-B. Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in kavel I-B 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. In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken.

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)		

5.1.1.4 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). Het gebied ligt op ca. 226 km van kavel I-B. Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs (een gebied binnen SPA Flamborough and Filey Coast) kavel I-B 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

5.1.2.1 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). In de toekomst wordt dit gebied mogelijk voor meer vogelsoorten aangewezen; die vogelsoorten zijn in tabel 2.5 schuingedrukt benoemd. Voor deze soorten is nog geen IHD opgesteld,

daarom wordt in voorliggende rapportage kwalitatief beoordeeld of de ontwikkeling van Kavel I-B effecten kan hebben op het aanwijzen van het Natura 2000-gebied voor deze soorten . Kavel I-B overlapt niet met de Bruine Bank. De kortste afstand tussen Bruine Bank en het plangebied is 37 kilometer.

Tabel 5-5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank. In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken. In cursief de soorten waarvoor de Bruine Bank mogelijk in de toekomst aangewezen gaat worden, maar momenteel nog geen IHD's kennen (zie tekst).

jan-van-gent (behoud)	**grote mantelmeeuw (behoud)**	**zeekoet (behoud)**
grote jager (behoud)	**dwergmeeuw (behoud)**	**alk (behoud)**
noordse stormvogel	***zilvermeeuw***	***visdief***
drieteenmeeuw	***stormmeeuw***	***roodkeelduiker***
kleine mantelmeeuw		

5.1.2.2 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 I-B ligt op ca. 69 kilometer van het Friese Front.

5.1.2.3 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). Kavel I-B ligt op circa 87 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. Hierop 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. In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken.

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)	

Wulp (640)	Steenloper (160)	**Dwergmeeuw (behoud)**

5.1.2.4 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). Kavel I-B ligt op circa 133 km van Voordelta en daarmee buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het 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 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. In vet de soorten die in deze PB verder worden besproken.

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)

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 kavel I-B zijn bruinvis, gewone zeehond 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. Daarnaast ligt er in de Britse Wateren en in de nabijheid van kavel I-B nog een Special Area of Conservation die is aangewezen voor bruinvissen. Voor het gebied is een behoudsdoelstelling voor de bruinvis die geformuleerd[8].

[8] *https://data.jncc.gov.uk/data/206f2222-5c2b-4312-99ba-d59dfd1dec1d/SouthernNorthSea-conservation-advice.pdf*

De landelijke instandhoudingsdoelstelling voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden luidt als volgt:

- Behoud verspreiding, behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied ten behoeve van behoud populatie. Voor een gunstige staat van instandhouding is een evenwichtige leeftijdsopbouw van de populatie nodig. Beperking van de sterfte door menselijk handelen (bv. in visnetten) en voldoende voedselbeschikbaarheid is van groot belang.
- Behoud verspreiding, uitbreiding omvang en verbetering kwaliteit leefgebied ten behoeve van uitbreiding populatie.
- Behoud verspreiding, omvang en kwaliteit leefgebied ten behoeve van behoud populatie.

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. = : 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	=	=	=	=	=	=

5.2.1 Bruinvis

5.2.1.1 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.

5.2.1.2 Verspreiding en aantallen

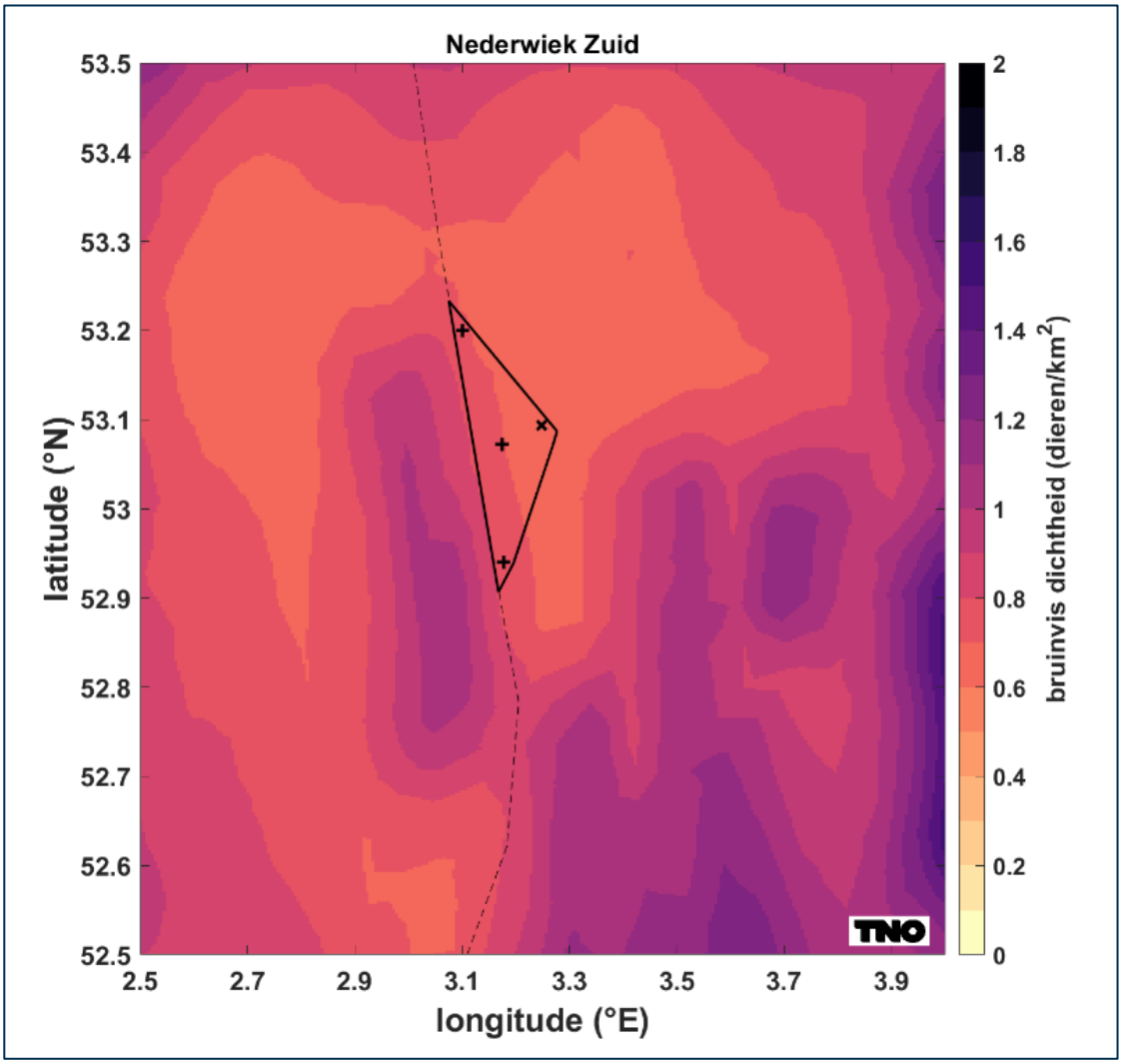
In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus 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 kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen, waarin de gegevens van de SCANS-III survey (2016) zijn verwerkt, aangevuld met de gegevens van 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 van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Voor bruinvissen is door Gilles et al. (2025) een nieuwe, op de gegevens van de SCANS-IV survey gebaseerde dichtheidskaart voor bruinvissen gemaakt. Hierin is de bruinvisverspreiding gemodelleerd op basis van de resultaten van vliegtuigtellingen in de zomer van 2022. Deze nieuwe dichtheidskaart toont een afname van het aantal bruinvissen op de zuidelijke Noordzee ten opzichte van de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020). Deze kaart is gebaseerd op een enkele zomer en daarmee niet representatief voor de effectbeoordeling. Daarom wordt voor dit MER uitgegaan van de kaart van Gilles et al. (2020). Bijlage 5 geeft meer inzicht in de verschillende dichtheden tussen beide kaarten.

In Figuur 5-1 is de dichtheid van bruinvissen in het aantal dieren per vierkante kilometer in en rond het windenergiegebied Nederwiek (zuid) weergegeven. In bijlage 5 van het MER is een nadere analyse gegeven van de verspreiding tussen de verschillende seizoenen.

Figuur 5-1 Lokale bruinvis dichtheid in en rond het windenergiegebied Nederwiek (zuid), uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

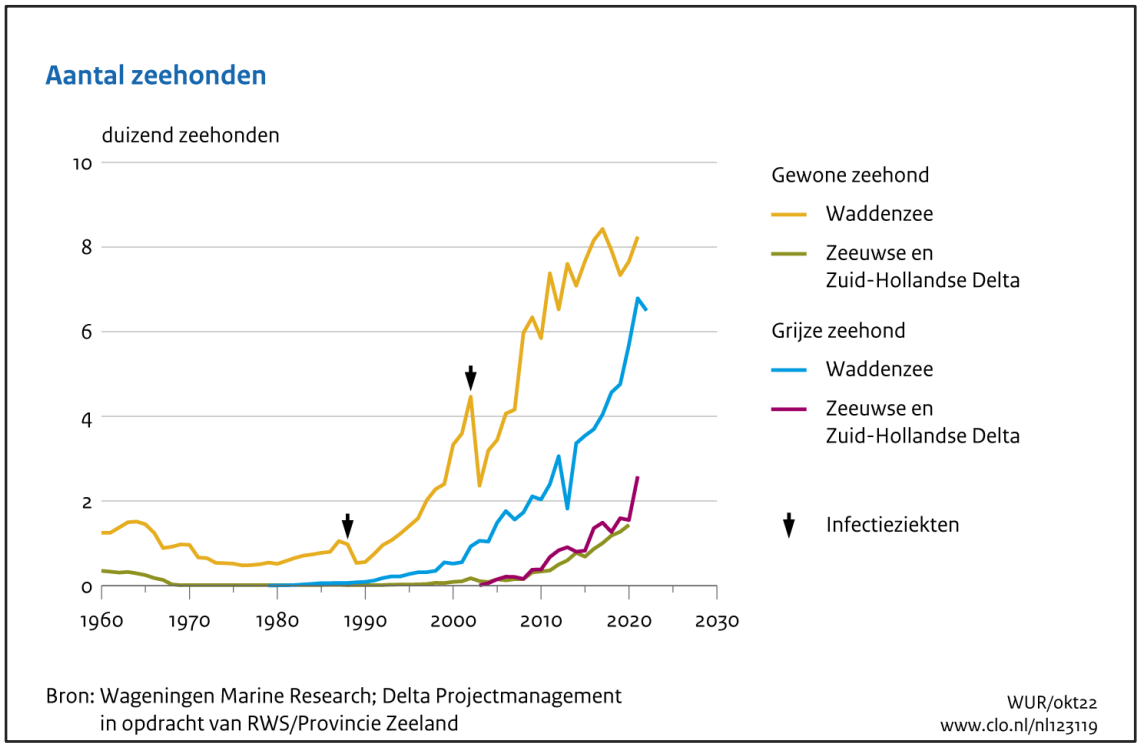


5.2.2 Zeehonden

5.2.2.1 Habitat

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 5-2 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 5-2 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.

5.2.2.2 Verspreiding en aantallen

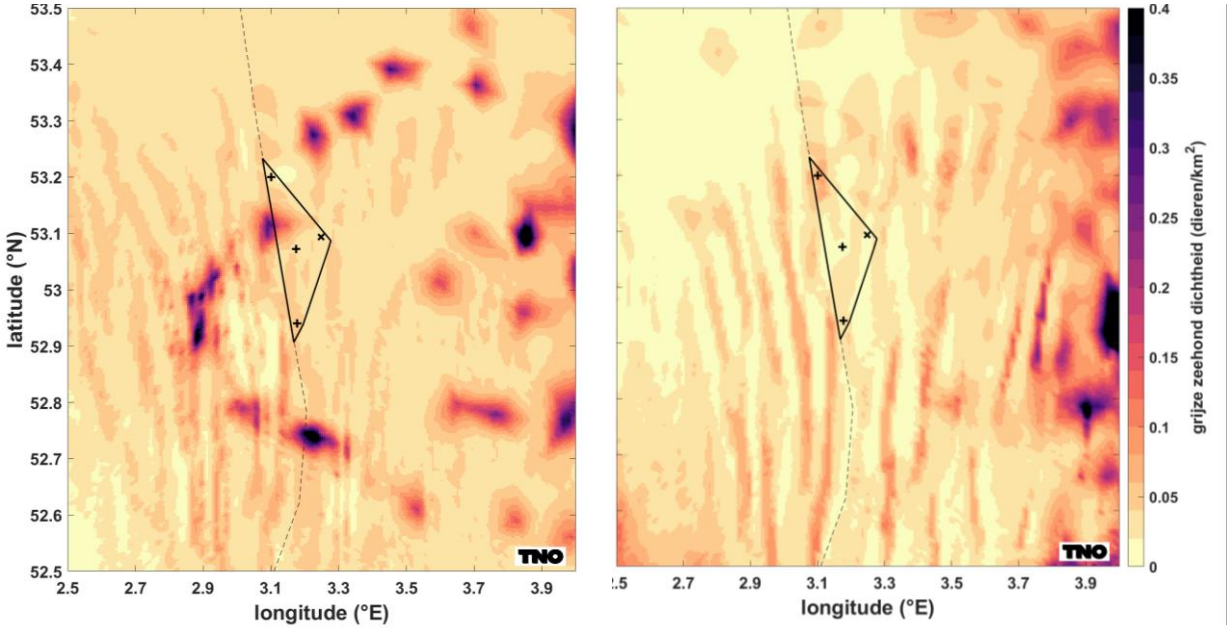
Voor de verspreiding van de gewone zeehond over de Noordzee is uitgegaan van dichtheidskaarten (zie Figuur 5-3) die voor het KEC 4.0 zijn samengesteld (Aarts et al., 2021). Voor zeehonden op het NCP zijn geen recentere kaarten beschikbaar. Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd als het aantal te verwachte dieren per km^2.

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoen verschillen 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 5-9 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 5-9 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied Nederwiek zuid (gemiddelden per kwartaal).

gewone zeehond	0,022	0,049	0,092	0,062
grijze zeehond	0,024	0,026	0,033	0,029

Figuur 5-3 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied Nederwiek (zuid), 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 I-B 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 vogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief kavel -B. Afhankelijk van de beschikbaarheid is per vogelsoort gebruik gemaakt van KEC 5.0 dichtheidskaarten (van Donk et al. 2024) of dichtheden uit Waggit et al. (2020), of van KEC 4.0 dichtheidskaarten (cf. Potiek et al. 2022; Soudijn et al. 2022) wanneer dichtheidskaarten vanuit het KEC 5.0 niet beschikbaar waren.

Als bronnen zijn 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). In een enkel geval zijn daarnaast data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 gebruikt (Fijn et al. 2012, 2015a). In 2024 heeft Wageningen Marine Research tweemaandelijkse dichtheidskaarten voor vogels op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) ontwikkeld. Deze kaarten zijn gebaseerd op bestaande data uit de MWTL-tellingen, maar met nieuwe modellen ontwikkeld, gebaseerd op zogenoemde Tweedie verdelingen (van Donk et al. 2024). Ook is er in deze kaarten niet alleen rekening gehouden met het geïnventariseerd oppervlak, maar ook met habitatsvariabelen, zoals afstand tot de kust, waterdiepte, en sedimenttype, waardoor er minder bias voor waarnemersinspanning in zit.

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 lokale zeevogels te berekenen o.b.v. beschikbare telgegevens. Voor deze soorten is gebruik gemaakt van het Extended Model van het sCRM. In dit model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het andere alternatief van het sCRM is het Basic Model, waarbij gerekend wordt met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Dit model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn. In bijlage 4 van het MER is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Om het effect van habitatverlies te kwantificeren wordt hiervoor de worst-case aanname van een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies gedaan (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER's van Nederlandse offshore windparken). Met deze aanname kan vervolgens de sterfte vanwege habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavel, inclusief soort-specifieke verstoringsafstand, en de berekende vogeldichtheden vanuit de tellingen die gecorrigeerd worden met de soort specifieke macro-uitwijkingspercentages. Voor soorten die in het KEC 5.0 berekend zijn voor habitatverlies is het daar geadviseerde sterftepercentage aangehouden (Soudijn et al. 2025).

Beoordelingskaders komen per soort overeen met de meest recent ontwikkelde kaders uit de KEC-studies. Zo is voor vogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau zijn binnen het

KEC 5.0 populatiemodellen opgesteld met een vernieuwde ALI methodiek (IJntema et al. 2025; Soudijn et al. 2025).Deze ALI methodiek is ontwikkeld als verbetering van de eerder gebruikte Potential Biological Removal (PBR) methode (Rijkswaterstaat, 2015). Soort specifieke ALIs zijn door LNV vastgesteld (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025) en zijn in de volgende vorm opgesteld: *De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, veertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y*.

De soort specifieke populatiegrootte voor de populatiemodellen wordt afgeleid van de dichtheidskaarten die ook gebruikt worden voor de slachtofferberekeningen. Deze methode betekent dat als de populatiegrootte omlaag gaat (bijvoorbeeld door toedoen van de recente vogelgriep-uitbraak), dat ook de slachtofferaantallen omlaag gaan. De fractie sterfte blijft bij deze doorrekening hetzelfde, zodat uitsluitend de daadwerkelijke effecten van het windpark getoetst worden.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van een windpark in kavel I-B 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 5.0 (IJntema et al. 2025) over cumulatieve aantallen vogelslachtoffers in de huidige en toekomstige offshore windparken ook getoetst aan doelstellingen van Natura 2000-gebieden (Gyimesi *et al.* 2021).

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 I-B, niet zijn uit te sluiten maar dat significante effecten wel zijn uit te sluiten.

*Tabel 6-1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavel I-B. Aanvaringen zijn berekend met het stochastische Collision Risk Model (McGregor et al. 2018). Sterfte door habitatverlies wordt gelijkgesteld aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * (oppervlak windpark + verstoringsafstand eromheen) * macro-avoidance percentage). Voor de alk, zeekoet, jan van gent, drieteenmeeuw en grote mantelmeeuw zijn dichtheden bepaald in het KEC 5.0 gebruikt (;van Donk et al. 2025) voor de noordse stormvogel kaarten van Waggit et al. (2020) voor dwergmeeuw en visdief/noordse stern kaarten conform KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) . 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 I-B (tabel 8.1 en 8.8).*

Alk	<1	1	1
Drieteenmeeuw	3	7	10
Duiker sp.	<1	4	4
Dwergmeeuw	6	2	8
Grote jager	<1	<1	<1
Grote mantelmeeuw	1	0	1

Jan-van-gent	27	0	27
Kleine mantelmeeuw	5	<1	5
Noordse stormvogel	<1	2	2
Ongedetermineerde duiker	<1	4	4
Visdief/noordse stern	1	<1	1
Zeekoet	<1	52	52
Zilvermeeuw	<1	<1	<1

Onder de soorten alk, zeekoet, jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden jaarlijkse slachtoffers in kavel I-B verwacht. Voor de jan-van-gent en grote mantelmeeuw voornamelijk als gevolg van aanvaringen, voor de alk en de zeekoet voornamelijk als gevolg van habitatverlies, terwijl voor de dwergmeeuw en drieteenmeeuw beide effecten een rol spelen. Aanvaringen treden met vliegende vogels op, en omdat de genoemde soorten lange afstanden kunnen vliegen, kunnen aanvaringen als externe werking effecten op Natura 2000-gebieden hebben.
Onder zeekoeten en alken worden geen aanvaringsslachtoffers verwacht, wel als gevolg van habitatverlies. Het effect van habitatverlies treedt op vanwege de verstoring en het verliezen van leefgebied. Dat is dus niet een directe doodsoorzaak veroorzaakt door de windturbines, zoals in het geval van aanvaringen. Alken en zeekoeten die vanuit een Natura 2000-gebied eventueel in het windenergiegebied terecht zouden komen, zullen geen direct risico lopen op sterfte, en kunnen ongedeerd terugkeren naar het beschermde natuurgebied. Daarom worden effecten van habitatverlies als externe werking op Natura 2000-gebieden uitsluitend verwacht als de afstand tussen een Natura 2000-gebied en het windenergiegebied kleiner is dan de soort specifieke verstoringsafstanden. Hieronder wordt per Natura 2000-gebied beoordeelt of dergelijke effecten te verwachten zijn.

6.1.1.1 Voordelta en Noordzeekustzone

De gebieden Voordelta en Noordzeekustzone kennen voornamelijk instandhoudingsdoelstellingen voor kustvogelsoorten waarvan het voorkomen in kavel I-B 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 de dwergmeeuw zijn de voorspelde aantallen slachtoffers per jaar echter laag. Voor grote stern worden geen slachtoffers voorspeld.

De afstand tussen kavel I-B en de Natura 2000-gebieden is groot (133 km tot de Voordelta en 87 km tot de Noordzeekustzone). Ondanks dat voor niet-broedvogels geen foerageerranges bekend zijn, geldt voor broedende grote sterns een gemiddelde foerageerrange van 9 km (Woodward *et al.* 2024), waarmee kavel I-B ruim buiten het bereik is 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 die vergelijkbaar is met die van de grote stern. Daarom wordt er redelijkerwijs van uitgegaan dat kavel I-B slechts incidenteel bereikt 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 kavel I-B de

kwalitatieve instandhoudingsdoelstelling van behoud van de grote stern (in Voordelta) en dwergmeeuw (zowel Voordelta als Noordzeekustzone) in het geding komt.

6.1.1.2 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 I-B, en worden effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstelling van deze soort van de Bruine Bank uitgesloten.

Mogelijk wordt dit gebied in de toekomst ook aangewezen voor de niet-broedvogelsoorten noordse stormvogel, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, visdief, kleine mantelmeeuw, grote stern en roodkeelduiker. Van deze zeven additionele soorten worden voor *zilvermeeuw*, *stormmeeuw* en *grote stern* geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld in Nederwiek I-B. Effecten op het aanwijzen van de Bruine Bank voor deze soorten zijn uitgesloten.

Vanwege hun lage vlieghoogte worden bij alken en zeekoeten voornamelijk slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht. De kortste afstand tot het Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt ca. 37 km voor kavel I-B. 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). Voor zeekoeten bedraagt de gehanteerde verstoringsafstand 19,5 km en voor alk is deze verstoringsafstand kleiner (Peschko et al. 2024). Met 37 km is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark groter dan deze verstoringsafstand, en kan derhalve verstoring van vogels door het windpark uitgesloten 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 worden dus niet aangetast door een windpark in kavel I-B. 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 waarvoor de Bruine Bank mogelijk in toekomst aangewezen wordt, worden onder roodkeelduiker (berekend als ongedetermineerde duiker), noordse stormvogel en drieteenmeeuw slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht door verstoring van het leefgebied. De verstoringsafstanden van deze soorten zijn echter kleiner dan voor alkachtigen (Dierschke *et al.* 2016, Dierschke *et al.* 2024). Dit betekent dat de afstand van 37 km tussen het Natura 2000-gebied en het windpark groter is dan deze verstoringsafstanden, en er derhalve geen sprake zal zijn van directe verstoring van Nederwiek I-B op de Bruine Bank. Effecten van habitatverlies worden daarom uitgesloten. Op basis van bovenstaande argumenten kunnen significant negatieve effecten door habitatverlies in Nederwiek I-B op het aanwijzen van het Natura 2000-gebied Bruine Bank voor roodkeelduiker, noordse stormvogel en drieteenmeeuw uitgesloten worden.

Onder de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw waarvoor de Bruine Bank aangewezen is, en onder de soorten kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief waarvoor de Bruine

Bank mogelijk in de toekomst aangewezen wordt, worden wel slachtoffers als gevolg van aanvaringen in kavel I-B berekend zodat effecten middels externe werking op kunnen optreden. 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? De enige mogelijke aanname hiervoor bij de effectbeoordeling van deze soorten is dat alle individuen zich buiten het broedseizoen nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. De daaruit voorvloeiende worst-case aanname is dat alle individuen van de relevante populatie vanuit een Natura 2000-gebied in elk windpark in de omgeving slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met de windturbines. Derhalve kan gesteld worden dat effecten op populatieniveau verhoudingsgewijs doorwerken in de verschillende Natura 2000-gebieden. Dit betekent dat vanwege de kennisleemte in het lokale gedrag van niet-broedvogels en dus de range waarbij externe werking van Natura 2000-gebieden optreedt, de aanname wordt gedaan dat als in de cumulatietoets significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden, ook significant negatieve effecten op het niveau van de Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden.

Voor de soorten jan-van-gent, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, visdief en dwergmeeuw zijn cumulatieve beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd (zie paragraaf 8.1). De uitkomsten van deze studies tonen aan dat er geen negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht voor jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw. Op basis hiervan kunnen voor deze soorten significant negatieve effecten door aanvaringen in kavel I-B op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden.

Ook voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en visdief worden geen significant negatieve effecten op populatieniveau verwacht en kunnen significant negatieve effecten door aanvaringen in Nederwiek I-B op het aanwijzen van het Natura 2000-gebied Bruine Bank voor deze soorten uitgesloten worden.

6.1.1.3 Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeekoet. Uit Tabel 6-1 blijkt dat in kavel I-B sterfte onder zeekoeten verwacht wordt, maar alleen als gevolg van habitatverlies. Kavel I-B ligt op ca. 69 km van het Natura 2000-gebied Friese Front. Daarmee kunnen, op basis van een verstoringsafstand van 19,5 km, directe of indirecte effecten van habitatverlies uitgesloten worden. Significant negatieve effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstelling van zeekoet van het Natura 2000-gebied Friese Front zijn uitgesloten.

6.1.1.4 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.

6.1.1.5 Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door kavel I-B 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.

6.1.1.6 Indirecte effecten

Onderhoud van het windpark en de aanwezigheid van het windpark kan leiden tot negatieve effecten door verstoring door onderhoudsschepen. Het is bij verstoringsgevoelige soorten niet exact te bepalen of ze door het windpark zelf of door de onderhoudsschepen verstoord worden. In de effectbepaling wordt rekening gehouden met slachtoffers door habitatverlies als gevolg van verstoring, ongeacht wat precies de oorzaak van die verstoring is. Verder kunnen ook positieve effecten optreden door toename van benthos en demersale vis in de directe omgeving van de palen, waardoor in de toekomst goede foerageermogelijkheden voor duikende visetende vogels, zoals de alk en de zeekoet, zouden kunnen ontstaan. Vanwege dergelijke positieve indirecte effecten zouden de negatieve effecten van habitatverlies verlaagd kunnen worden. Het is niet direct verwacht dat vogels die hoger in de waterkolom foerageren, zoals dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en jan-van-gent, direct kunnen profiteren van een betere voedselsituatie, al zal dat op den duur eventueel wel kunnen gebeuren als de positieve effecten op de bodem doorwerken in de gehele voedselketen. Daardoor zou enige aantrekking van vliegende visetende vogels en daarmee ook een verhoogd aanvaringsrisico op kunnen treden. Desalniettemin zal dit effect op zijn beurt dan weer gecompenseerd worden door het verlaagde effect van habitatverlies. Tenslotte, alle vogels die aangetrokken worden door de verbeterde voedselsituatie lijden geen habitatverlies. Al met al kan daarom op dit moment niet geconcludeerd worden dat indirecte effecten in het algemeen positieve gevolgen hebben voor vogels. Daarentegen kunnen significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden voor niet-broedvogels ook uitgesloten worden.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

Kavel I-B 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*. 2024) 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 I-B. Significant negatieve effecten van kavel I-B 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 kolonie in de Natura 2000-gebieden Duinen Vlieland (Tabel 6-3). Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 5 vogels voor deze kolonie (Tabel 6-2). Voor meer details van deze berekening, zie bijlage 4 bij het MER.

In de kolonies uit het Natura 2000-gebieden Waddenzee en Duinen en Lage Land Texel zal naar verwachting ten hoogste jaarlijks 1 slachtoffer vallen. Dit aantal ligt aanmerkelijk onder de 1%-mortaliteitsnorm van deze kolonie van respectievelijk 37 en 12 vogels (Tabel 6-2), zodat de maximale additionele sterfte maximaal 0,03% is 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.

Significant negatieve effecten ten gevolge van kavel I-B 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.

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).

Duinen en Lage Land Texel	6.755	1.216	12
Duinen Vlieland	3.013	542	5
Waddenzee (NL)	20.474	3.685	37

Tabel 6-3 Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen (76 windturbines van 15 MW)

Gebied	Aanvaringen		Habitatverlies		Gezamenlijk	
	#	Addit. sterfte	#	Addit. Sterfte	#	Addit. sterfte
Duinen en Lage Land Texel	0,25	0,02%	0,10	0,03%	0,34	0,03%
Duinen Vlieland	0,09	0,02%	0,04	0,01%	0,13	0,02%
Waddenzee (NL)	0,17	<0,001%	0,07	<0,001%	0,23	0,01%

6.1.2.1 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 kavel I-B 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.

6.1.2.2 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 en positieve 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

Trekvogels van het vaste land kunnen Kavel I-B doorkruisen en eventueel effecten ondervinden. Het overgrote deel van de trekvogels zijn zangvogels op seizoenstrek. Bij gebrek aan concrete metingen is het op dit moment niet bekend welke vogelsoorten dit betreft. Gezien de betreffende aantallen zal een marginaal deel van deze trekkende exemplaren betrekking hebben op exemplaren uit Natura 2000-

gebieden. De meeste exemplaren zullen komen 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 Kavel I-B 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 KEC 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 waaruit kan worden geconcludeerd dat geen significant negatieve effecten voor deze soorten zullen optreden. Omdat het aantal slachtoffers onder deze soorten relatief laag is, kan met zekerheid worden gesteld dat de extra sterfte door windenergiegebied Nederwiek (zuid) toe te voegen aan het cumulatiescenario nooit tot significante effecten zal leiden. Dit geldt des te meer omdat dit gebied verder uit de kust ligt dan de windparken uit de Routekaart 2023. Daarmee zullen nog lagere fluxen van landvogels het gebied doorkruisen.

Een uitzondering hierop vormt een achttal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor deze soorten, namelijk kleine zwaan, rotgans, bergeend, rosse grutto, kanoet, wulp, zwarte stern en spreeuw, populatiemodellen ontwikkeld in de recente KEC 5.0 studie (IJntema et al. 2025). De resultaten van de cumulatieve beoordeling met deze populatiemodellen is weergegeven in paragraaf 8.1.4.

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 effectbepaling

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 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 in bijlage 5 van het MER). Uit bijlage 5 en KEC 5.0 blijkt 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 een geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s, of lager. Omdat de berekeningen voor dit MER uitgaan van een geluidsnorm van SELss (750m) = 164 dB re 1 μPa^2s kan dit effect op voorhand kan worden uitgesloten.

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 KEC 5.0 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. De procedure voor het berekenen van de (cumulatieve) effecten van heigeluid door de aanleg van windparken op zee op de populaties van zeezoogdieren in een bepaalde periode bestaat uit een aantal opeenvolgende, en goed van elkaar te onderscheiden rekenstappen. Hierbij wordt voor iedere stap in de effectketen van geluidproductie tot het effect op de populatie een realistische *worst case* inschatting van de omvang gemaakt. Een belangrijke tussenstap is de berekening van de dierverstoringsdagen, te weten de som van het aantal dieren dat op een heidag per project wordt verstoord over het totale aantal heidagen en over alle projecten. Deze cumulatieve verstoring vormt de input voor het door de Universiteit van St. Andrews en SMRU ontwikkelde Interim PCoD model waarmee de cumulatieve effecten op de populatie worden berekend. In de laatste stappen worden de berekende populatie-effecten vergeleken met de ecologische norm (zie stap 6 hieronder) en wordt – zo nodig – bekeken bij welke geluidslimiet hieraan kan worden voldaan.

Bij de berekening zijn de volgende stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap; 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; Met behulp van het AQUARIUS 4.0 model zijn onderwatergeluidkaarten geproduceerd waarin geluidsverspreiding door een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{SS}).
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elke locatie; 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[9];
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per heidag vermenigvuldigd met het aantal dagen waarop wordt geheid (= het aantal turbinefunderingen); er is dus van uitgegaan dat niet meer dan 1 paal per 24 uur wordt geheid;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 6.02 in KEC 5.0);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2032. In overeenstemming met KEC 5.0 is voor de aanleg van windparken op zee volgens de Routekaart Windenergie op zee 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)."**

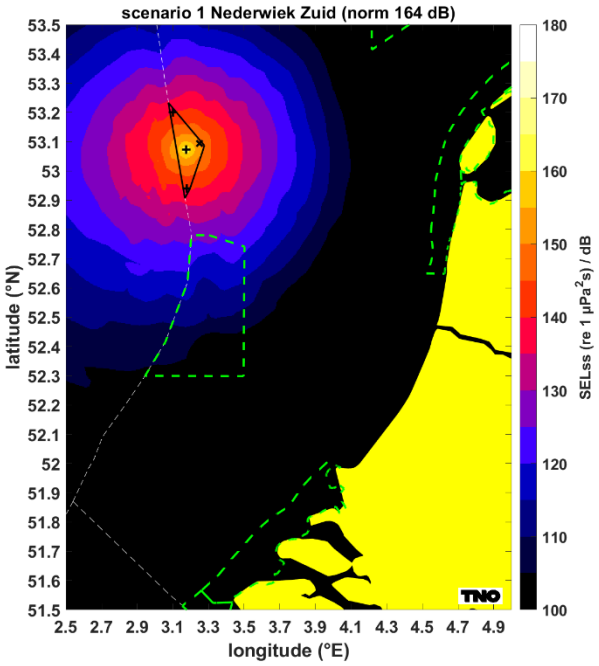
[9] *Bruinvissen: gemiddelde zomerdichtheid; zeehonden: jaargemiddelde dichtheid (zie paragraaf 5.2).*

7. Zo nodig berekenen van de gevolgen van een aanpassing van de geluidsnorm als uit de in de vorige stap uitgevoerde toetsing blijkt dat de ecologische norm wordt overschreden.

Hoofdstuk 2 van bijlage 5 van het MER bevat een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van een windpark van maximaal 1,15 GW in kavel I-B Nederwiek (zuid) op zeezoogdieren.

6.2.2 Effecten tijdens de aanlegfase

Tijdens het heien zal geen overlap ontstaan met een van de Nederlandse Natura 2000-gebieden waar instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen van kracht zijn (zie Figuur 6-1). Ook voor zeehonden geldt dat kavel I-B Nederwiek (zuid) zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Het effectief verstoringsoppervlak is voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (zie Tabel 6-4 Tabel 6-5 en Tabel 6-6). 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.



Figuur 6-1 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie van Nederwiek (zuid) bij het heien van een monopaal-fundering voor een 15 MW turbine bij toepassing van een geluidnorm SELss (750 m) = 164 dB re 1 µPa²s in relatie tot Natura 2000-gebieden. De groene lijn geeft de begrenzing van het Vogelrichtlijngebied Bruine Bank weer.

Hieronder staan in Tabel 6-4 Tabel 6-5 en Tabel 6-6 de resultaten van de berekeningen voor respectievelijk bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden. Bij de berekeningen is uitgegaan van een geluidsnorm van SELSS = 164 dB re 1 µPa2s op 750 m. Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie voorgaande paragraaf 6.2.1 en bijlage 5 van het MER. De resultaten laten per soort en alternatief het aantal dierverstoringsdagen zien (als gemiddelde waarde met een standaarddeviatie) dat optreedt als gevolg van de turbine heiwerkzaamheden tijden de aanleg. De waarden van het aantal dierverstoringsdagen die in het KEC 5.0 zijn berekend[10] voor kavel I-B Nederwiek (zuid) zijn:

- 60.129 dierverstoringsdagen voor bruinvissen
- 6.885 dierverstoringsdagen voor gewone zeehonden
- 1.301 dierverstoringsdagen voor grijze zeehonden

[10] *In de berekeningen voor het KEC 5.0 is voor Nederwiek (zuid) uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van SELss 164 dB (750 m, re 1 µPa²s) en 15% overplanting. Voor Nederwiek 1-B is hier vervolgens uitgegaan van de helft.*

Zolang dit 'budget aan dierverstoringsdagen' (de waarden die hierboven zijn opgesomd) tijdens de aanleg niet wordt overschreden wordt automatisch voldaan aan de geldende beschermingsregimes en daarmee ook de ecologische norm dat door de aanleg van windparken op zee de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven.

Het aantal dierverstoringsdagen onder bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden is voor alle alternatieven lager is dan het berekende aantal in KEC 5.0. Voor alle alternatieven wordt daarom gesteld dat bij toepassing geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa2s (750 m) de Gunstige Staat van Instandhouding voor bruinvissen en zeehonden niet in het geding is.

In KEC 5.0 is, vergelijkbaar met alternatief 1b, uitgegaan van de geluidnorm 164 dB, 15% overplanting met 76 turbines van 15 MW. Echter, de aantallen dierverstoringsdagen is voor alternatief 1b lager dan de berekende waarde in KEC 5.0 voor zowel bruinvissen als zeehonden. De oorzaak voor dit verschil is gelegen in verschillen in de geomorfologie tussen de 4 rekenlocaties in combinatie met verschillen in de dichtheden van bruinvissen en zeehonden. In het KEC 5.0 is uitgegaan van 1 rekenlocatie precies in het midden van de Nederwiek (zuid) (zie bijlage 5 voor een nadere toelichting).

Tabel 6-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in kavel I-B Nederwiek (zuid) voor bruinvissen. Afgerond aantal dierverstoringsdagen in 1000-tallen (afgerond gemiddelde ± standaarddeviatie) bij toepassing van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa²s (750 m).

	1a	1b		
Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km²)	964 ± 68		903 ± 76	
Verstoorde dieren per heidag (n)	751 ± 88		704 ± 90	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)	50,3 ± 0,7	57,1 ± 0,8	35,2 ± 0,6	40,1 ± 0,7
Dierverstoringsdagen (1000-tallen) berekend in KEC 5.0	60.1			

Tabel 6-5 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in kavel I-B Nederwiek (zuid) voor gewone zeehonden. Afgerond aantal dierverstoringsdagen in 1000-tallen (afgerond gemiddelde ± standaarddeviatie) bij toepassing van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa²s (750 m).

Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km²)	461 ± 27		410 ± 33	
Verstoorde dieren per heidag (n)	82 ± 8		73 ± 10	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)	5,5 ± 0,1	6,3 ± 0,1	3,7 ± 0,1	4,2 ± 0,1
Dierverstoringsdagen (1000-tallen) berekend in KEC 5.0				

Tabel 6-6 Schatting van de gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in kavel I-B Nederwiek (zuid) voor grijze zeehonden. Afgerond aantal dierverstoringsdagen in 1000-tallen (afgerond gemiddelde ± standaarddeviatie) bij toepassing van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 µPa²s (750 m).

Aantal turbines	**67 x 15 MW**	**76 x 15 MW**	**50 x 20 MW**	**57 x 20 MW**
Effectief verstoringsoppervlak (km²)	461 ± 27		410 ± 33	
Verstoorde dieren per heidag (n)	17 ± 2		15 ± 2	
Dierverstoringsdagen (1000-tallen)	1,2 ± 0,1	1,3 ± 0,1	0,8± 0,1	0,9 ± 0,1
Dierverstoringsdagen (1000-tallen) berekend in KEC 5.0	1.3			

6.2.3 Effecten tijdens de exploitatiefase

6.2.3.1 Draaiende windturbines

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; Bellmann et al., 2023). Op de Noordzee zal het geluid van draaiende windturbines alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het al aanwezige omgevingsgeluid uitkomen. Het is daarmee geen relevante verstorende factor voor zeezoogdieren.

6.2.3.2 Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

Met de aanwezigheid van windparken neemt het geluid van schepen van, naar en binnen die windparken door onderhoudsschepen e.d. mogelijk toe. Aan de andere kant wordt niet-bestemmingsverkeer uit windparken geweerd. Recent beschikbaar gekomen resultaten van onderzoek laten zien dat bruinvissen gebieden met intensieve scheepvaart mijden (Pigeault et al., 2024). Onderzoek in de operationele windparken Gemini, Luchterduinen en Borssele heeft laten zien dat bruinvissen windparken in de operationele fase niet mijden (Leemans & Fijn, 2024), maar het is niet bekend of dat ook het geval is op de momenten dat er onderhoudsschepen aanwezig zijn of dat andere, niet duidelijke zichtbare effecten optreden. De verwachting is dat de effecten van scheepsbewegingen tijdens de exploitatie, ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn.

6.2.3.3 Effect van elektromagnetische velden

Voor bruinvissen is nog niet vastgesteld dat zij EMV kunnen waarnemen, maar is het aannemelijk gezien de aanwezigheid van structuren in de tong en onderkaak die vergelijkbaar zijn met elektroreceptoren in sommige vissoorten (Klinowska, 1990). Dit hoeft echter niet te betekenen dat de magnetische velden die door de (al dan niet ingegraven) kabels van de windparken worden gegenereerd ook kunnen worden waargenomen en zo ja, of dat tot een effect op het gedrag leidt. Uit een onderzoek van Teilmann et al. (2012) blijkt dat bruinvissen nog steeds door gebieden zwemmen waar windparken gebouwd zijn en waar dus ook stroomkabels liggen. Dit betekent echter niet dat effecten van de magnetische velden rond de kabels van windparken op bruinvissen afwezig zijn, maar laat wel zien dat er waarschijnlijk geen sprake is van barrière werking. Een bekende opvatting is dat de bruinvis gevoelig is voor magnetische velden vanaf 0,05 µT, zoals beschreven in Normandeau et al. (2011) en Snoek et al. (2016). Er zou beïnvloeding van

het oriëntatie vermogen kunnen optreden of een verstoring van migratiepatronen (Kirschvink, 1990 in: Hermans & Schilt, 2024). Uit resultaten van monitoring rond de export wisselstroomkabels van windpark Borssele middels een Passive Acoustic Monitoring Network (PAM) is geen verband gebleken tussen de sterkte van EMV en het voorkomen van bruinvissen (Geelhoed et al., 2022). De afstand van de PAM-stations die het dichtst bij de kabel lagen was echter nog relatief groot. Op grond van deze studie kan daarom niet worden geconcludeerd in hoeverre het foerageergedrag en/of andere vormen van gedrag van bruinvissen op locaties dichter bij de kabel wordt beïnvloed. Ook kunnen op grond van deze studie geen conclusies worden getrokken over eventuele effecten van EMV rond in-field kabels binnen windparken, die weliswaar een zwakker EMV genereren, maar die meestal minder diep worden ingegraven. De exacte effecten van de aanwezigheid van elektriciteitskabels binnen het windpark op het gedrag van zeezoogdieren (m.n. bruinvis) zijn dus niet goed bekend, maar lijken beperkt vanwege het feit dat bruinvissen in windparken worden waargenomen.

Het is niet waarschijnlijk dat zeehonden effecten ondervinden van EMV, aangezien zij niet over ampullen van Lorenzini of andere elektroreceptoren beschikken waardoor zeehonden EMV kunnen waarnemen (Hermans & Schilt, 2024).

6.2.4 Effecten tijdens de 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. Er zijn nog geen praktijkvoorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Hydraulische extractie van monopalen is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopaal. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase. 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 zal daarmee significant lager zijn dan de geluideffecten van het heien tijdens de aanlegfase bij toepassing van geluidnorm SEL_{SS} (750 m) = 164 dB of 160 re 1 µPa^{2}s op 750 meter. De effecten tijdens de verwijderingsfase worden daarom gelijk of kleiner ingeschat dan de effecten die ontstaan tijdens de aanlegfase.

7 Stikstofdepositie

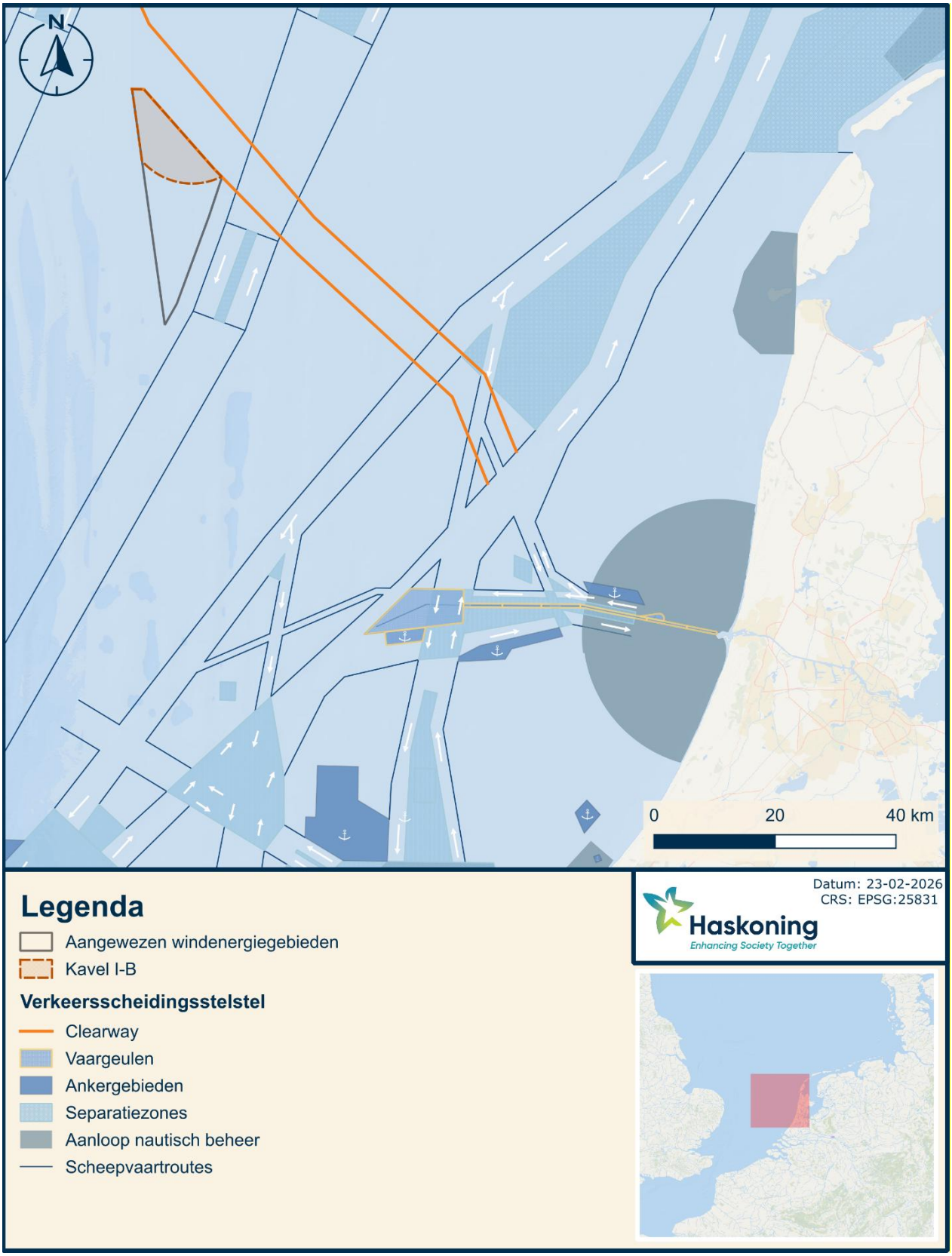
Bij de aanleg, de exploitatie en de verwijdering van een windpark op zee treden (tijdelijk) emissies van stikstofoxiden (NO_x) op. Schepen en installatiewerktuigen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. De neerslag (depositie) van stikstof kan de kwaliteit van plantengemeenschappen op land negatief beïnvloeden. Deze zijn beschermd binnen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen.

De AERIUS-calculator[11] 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. In de huidige versie van AERIUS-calculator[12] wordt geen stikstofdepositie meer 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.[13] 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.

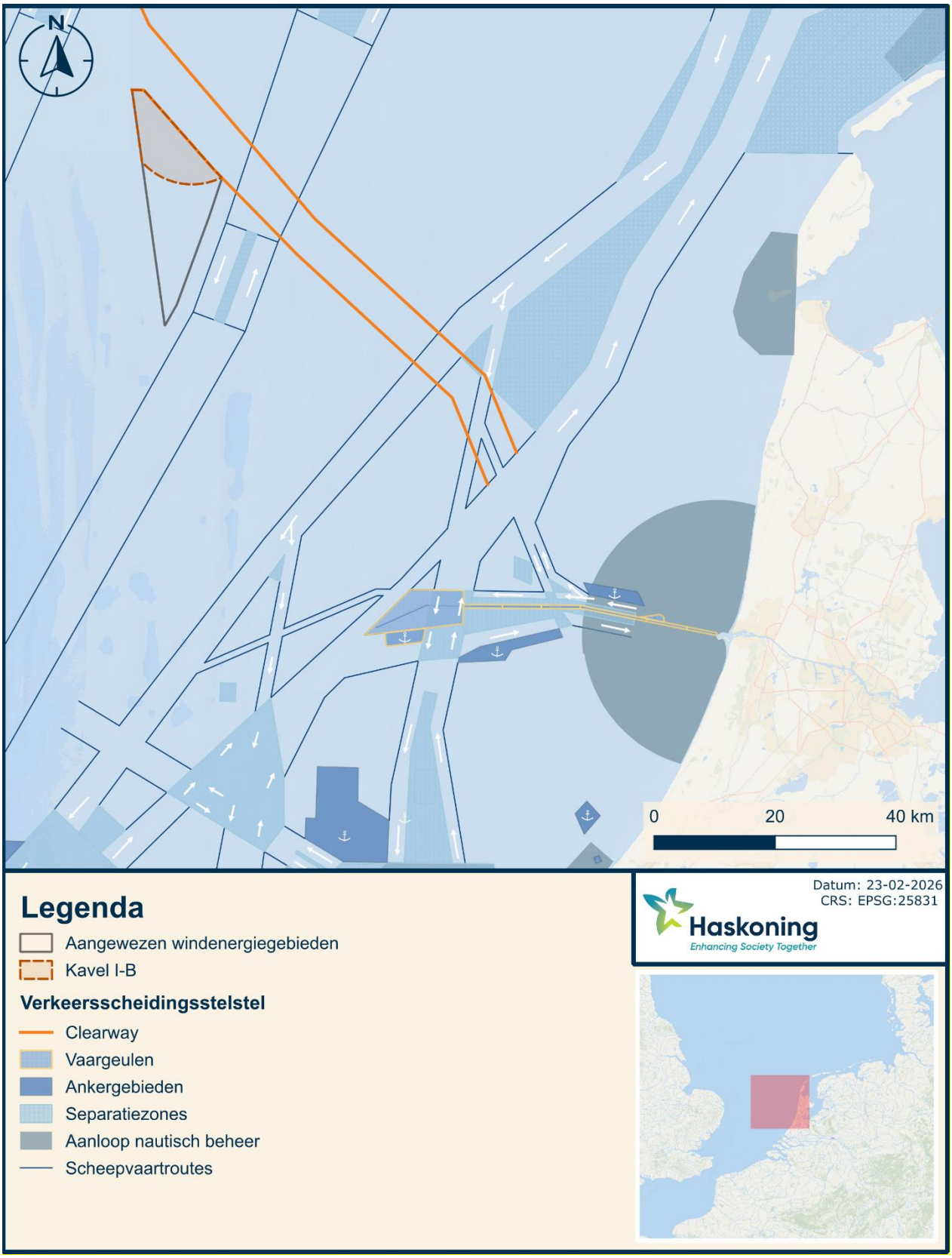
Het betekent voor de berekeningen in deze PB dat enkel het eerste deel van de transportroute vertrekkend vanuit de haven(s) zou kunnen bijdragen aan de depositieresultaten, omdat alleen dit deel binnen 25 km van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden is gelegen. Echter, dit deel van de transportroute hoeft in het kader van onderhavige PB niet meegenomen te worden in de

[11] AERIUS-calculator is bedoeld voor vergunningverlening in het kader van de Ow. 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).
[12] AERIUS-calculator, versie 2025.
[13] Zie kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346).

berekening omdat de schepen hier onderdeel uitmaken van het heersende verkeersbeeld (zie



Figuur 7-1). In de berekeningen is als uitgangspunt aangenomen dat de transporten vanuit de haven gebruik maken van het verkeersscheidingsstelsel (VSS) en op ruim 70 km uit de kust het VSS verlaten voor het laatste deel van en naar de kavel toe, dus het laatste deel van de transportroute. De transporten binnen de VSS zullen naar verwachting wegvallen in het heersende verkeersbeeld. Omdat hiermee alle emissiebronnen buiten de 25 km zone rondom stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden vallen, berekent de AERIUS-calculator geen depositieresultaten en is een toename in stikstofdepositie op stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden op land op voorhand uit te sluiten. De werkzaamheden binnen kavel I-B zullen op minimaal 95 km afstand van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden plaatsvinden. Met het ontbreken van depositieresultaten omdat de stikstofbronnen op meer dan 25 km 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.



Figuur 7-1 Kavel I-B in relatie tot het verkeerscheidingsstelsel (VSS) voor de scheepvaart

8 Cumulatie

8.1 Vogels

8.1.1 Inleiding

De effecten van een windpark in Kavel I-B 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 voor vogels als worst-case scenario uitgegaan van het grootste overplantingsalternatief voor Kavel I-B (76 x 15 MW windturbines). Als de cumulatieve effecten van dit worst-case alternatief geen significant impact hebben op beschermde natuurwaarden, kan dezelfde conclusie getrokken worden voor de overige alternatieven.

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 waarbij 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 bovendien van tevoren 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 in relevante mate voor bepaalde gebieden, maar volgens de wet is dit bestaand gebruik en geen nieuwe ontwikkeling die onderdeel uitmaakt van de toetsing.

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2015, van der Wal et al. 2015), later eerst geactualiseerd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) en vervolgens naar KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en KEC 5.0 (IJntema et al. 2025), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de Zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van windenergiegebied Nederwiek (toen genoemd Zoekgebied 1 Zuid). De afbakening van het onderzoeksgebied van de KEC-studies is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat zodoende niet uitsluitend het NCP maar ook 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. Overige antropogene gebruiksvormen in de Noordzee werden als bestaand gebruik beschouwd (zie ook Rijkswaterstaat 2015) en waren derhalve geen onderdeel van de recente actualisaties van het KEC. Het aantal aanvaringen van vogels op de Noordzee zal ook voornamelijk door offshore windparken bepaald worden. Verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal echter op een grote schaal door

andere gebruiksvormen (bijvoorbeeld door scheepvaart) op de Noordzee kunnen optreden. De combinatie van toenemende aantallen windturbines en overige bestaande gebruiksvormen van de Noordzee zal vooral op verstoringsgevoelige soorten een impact hebben omdat de 'vrije' ruimte steeds verder afneemt. Bestaande scheepvaartroutes en infrastructuur op de Noordzee worden echter in de huidige situatie al voor een belangrijke mate vermeden door verstoringsgevoelige soorten, en dat zal niet veranderen als scheepvaart verder geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van hogere aantallen windparken.

Barrièrewerking als potentieel derde effect van offshore windparken op vogels vormde ook geen onderdeel van de KEC-studies, omdat ervan uitgegaan wordt dat dit alleen op specifieke locaties (bijvoorbeeld in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten van barrièrewerking op broedkolonies zullen voor kavel I-B op meer dan 90 km uit de kust ook niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Niet-broedvogels kunnen daarentegen als nomadisch worden beschouwd. Hieruit volgt dat er geen exacte gebieden zijn aan te wijzen waartussen het windpark een barrière zal vormen. Om die reden kunnen voor dit effect significant negatieve effecten op deze soortengroep worden uitgesloten. Uiteraard zullen de effecten in cumulatie groter worden. Het grootste deel van de vogeltrek vindt echter op hoogtes boven windparken plaats (Dokter et al. 2013). Voor het overige deel is de uitwijking van offshore windparken een relatief kleine toevoeging aan de totale vliegkosten van hun hele migratieroute (Masden et al. 2012). Uit recent Wozep onderzoek bleek bovendien dat vogeltrek ook dwars door offshore windparken plaatsvindt zodat er geen sprake is van een barrière (Leemans et al. 2022). Om die reden kunnen significant negatieve effecten van barrièrewerking ook op trekvogels uitgesloten worden. Echter, de voorspelde toename in het aantal windparken in de Noordzee zou ertoe kunnen leiden dat de stijging in het energieverbruik van trekvogels die windparken vermijden tot een meetbare impact op de overleving kan optellen (Schwemmer et al. 2023). Barrièrewerking voor zowel trek- als lokale vogels wordt momenteel onderzocht in het kader van KEC-studies en zal voor toekomstige cumulatiestudies van belang zijn om beter in beeld te kunnen brengen.

In voorliggende document zijn voor de beoordeling van cumulatieve effecten dezelfde inputdata gebruikt als in het KEC 5.0 (IJntema et al. 2025, Soudijn et al. 2025). In de berekeningen zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met ca. 2031 meegenomen.

Hierna volgen de cumulatieve effecten voor lokaal verblijvende niet-broedvogels (zie paragraaf 8.1.2), broedende kolonievogels (zie paragraaf 8.1.3) en vogels tijdens seizoenstrek (zie paragraaf 8.1.4).

8.1.2 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

In deze paragraaf worden de cumulatieve effecten beschouwd op lokale zeevogels buiten het broedseizoen uit beschermde natuurgebieden, zoals Europese Natura 2000-gebieden of Special Protection Areas (SPAs) in het Verenigd Koninkrijk. Het gaat hier dus om vogels die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I-B. Uit hoofdstuk 6 blijkt dat verschillende zeevogels slachtoffer kunnen worden in kavel I-B 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, alk en zeekoet. Van andere soorten zeevogels uit beschermde gebieden worden geen effecten als gevolg van kavel I-B verwacht (zie paragraaf 6.1.1) en deze soorten worden daarom hierna niet behandeld.

Van deze soorten worden bij kavel I-B de *alk* en *zeekoet* uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht. De kortste afstand tussen Nederwiek I-B en Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt ca. 37 kilometer. Op basis van verstoringsafstanden (19,5 kilometer voor de zeekoet en 2 kilometer voor de alk) is het uitgesloten dat habitatverlies directe effecten kan hebben op deze soorten in Natura 2000-gebieden. Op basis hiervan kunnen significant negatieveeffecten op zeekoeten en alken in Natura 2000-gebieden (waaronder Bruine Bank) uitgesloten worden. Omdat er geen effect wordt verwacht als gevolg van kavel Nederwiek 1-B worden er daarmee ook geen cumulatieve effecten verwacht.

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 bijlage 4 van het MER zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers in de Nederlandse Noordzee getoetst aan de ALI-drempelwaarden (zie ook Tabel 8-1). Hoewel deze ALI-drempelwaarden oorspronkelijk ontworpen zijn voor toetsing op het niveau van soorten, is dit momenteel de enige kwantitatieve toets die in beoordelingen gebruikt kan worden voor de effecten van offshore windparken. Volgens de berekeningen is bij de dwergmeeuw en grote mantelmeeuw geen overschrijding van de ALI-drempelwaarden te verwachten. Op basis hiervan zijn significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Bruine Bank uit te sluiten voor dwergmeeuw en grote mantelmeeuw. Uit de ALI toetsing blijkt dat voor **jan-van-gent** de drempelwaarde wordt overschreden in het nationale cumulatieve scenario. Voor jan-van-gent is de kans op een onacceptabele afname in het nationale scenario hoger dan de vastgestelde drempelwaarde.

In deel A van het KEC 5.0 wordt beschreven hoe er omgegaan moet worden met uitkomsten van het KEC in MER-beoordelingen (Rijkswaterstaat 2025). Hieruit volgt dat als er een ALI-overschrijding als gevolg van de impact van windparken op zee uit het KEC naar voren komt, er vervolgens gekeken moet worden naar de Nederlandse Staat van Instandhouding en populatietrend van deze soort. Als één van deze twee negatief is, kan geconcludeerd worden dat door windenergie op zee een onacceptabel effect ontstaat wat nader bekeken moet worden. Als de huidige Staat van Instandhouding gunstig is, én ook de populatietrend positief, dan is de verwachting dat de toekomstige Staat van Instandhouding ook gunstig is, ondanks de gevolgen van windenergie op zee. Om een duiding te geven aan de overschrijding bij jan-van-gent zijn in hoofdstuk 11 van het Ecologisch achtergrondrapport (Bijlage 4 van het MER) de stappen zoals beschreven in deel A van het KEC 5.0 doorlopen. Hieruit bleek dat de Staat van Instandhouding voor jan-van-gent gunstig is en de populatietrend matig stijgend is. Hiermee kunnen op basis van de huidige inzichten, de status van de soort en de populatietrend significant negatieve effecten op de jan-van-gent uitgesloten worden.

Tabel 8-1 De kans (in percentages) dat er een onacceptabele afname plaatsvindt volgend uit de populatiemodellen voor het cumulatieve nationale scenario van aanvaringen, onder het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b; 76 x 15 MW). Bij iedere soort zijn tevens de ALI-drempelwaarde (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025) voor de maximale relatieve afname

ten opzichte van een scenario zonder windparken (x) en de maximaal geaccepteerde kans voor afname in de populatie vermeld (y). Als de kans op een onacceptabele afname groter dan de maximaal geaccepteerde kans op afname (y) wordt de ALI-drempelwaarde overschreden en is de uitkomst van het model Fail. Als dat niet het geval is is de uitkomst Pass.

Soort (met ALI drempelwaarde)	Nationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets
kleine mantelmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y =5%)		
grote mantelmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)		
dwergmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y =5%)		
jan-van-gent (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)		
drieteenmeeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5% , y =5%)		
Visdief/noordse stern (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y =5%)		

Toekomstig (mogelijk) beschermde zeevogels buiten het broedseizoen uit Natura 2000-gebieden
Zoals ingeleid in paragraaf 5.1.2 is men voornemens om Natura 2000-gebied Bruine Bank voor meer zeevogelsoorten aan te wijzen. Uit paragraaf 6.1 blijkt dat onder deze soorten drieteenmeeuw, kleine mantelmeeuw en visdief slachtoffer kunnen worden door aanvaringen. Daardoor kunnen effecten middels externe werking op Natura 2000-gebieden ook in cumulatie optreden. Zoals in bovenstaande paragraaf beschreven, wordt de aanname gedaan dat als in de cumulatietoets significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden, ook significant negatieve effecten op het niveau van de Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden. Voor alle zeevogelsoorten die slachtoffer in Nederwiek I-B kunnen worden, zijn beoordelingen op populatieniveau in hoofdstuk 11 van het Ecologisch achtergrondrapport uitgevoerd (bijlage 4 van het MER). De uitkomsten van deze studies tonen aan dat er op geen van deze soorten significante negatieve effecten op populatieniveau worden verwacht. Daarnaast zijn onder roodkeelduiker, noordse stormvogel en drieteenmeeuw slachtoffers voorspeld door habitatverlies. Op basis van verstoringsafstanden (12 kilometer voor de roodkeelduiker en minder dan 1 kilometer voor noordse stormvogel en drieteenmeeuw) is het uitgesloten dat habitatverlies directe effecten kan hebben op deze soorten in Natura 2000-gebied Bruine Bank. *Op basis hiervan kan het gesteld worden dat significant negatieve effecten door habitatverlies en aanvaringen op de aanwijzing van deze zeevogelsoorten voor Natura 2000-gebied Bruine Bank ook in cumulatie uitgesloten kunnen worden*.

8.1.3 Broedende kolonievogels

Kavel I-B 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. 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 bijlage 4 van het MER. Hierbij worden de verwachte slachtoffers in Kavel I-B opgeteld om het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies voor kleine mantelmeeuwen van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee te bepalen (zie Tabel 8-2).

Tabel 8-2 Afgeronde slachtofferaantallen (op een decimaal) van kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies voor de relevante Natura 2000-gebieden in de windparken die worden meegenomen in de cumulatie. Vanwege de doorrekening van alleen de broedperiode zijn slachtoffers gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de oplegnotitie voor de MER's van IJmuiden Ver Alpha, Beta en Gamma (Leemans et al. 2023b). Voor de slachtofferaantallen van kavel I-B en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.1.2.

	Duinen en L. L. 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	0,8	0,2	0,1
Hollandse Kust Zuid	0,5	0,1	0,1
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
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

Nederwiek Noord	1,2	0,5	0,3
Prinses Amalia Windpark	1,06	0,3	0,5
Totaal aantal excl. kavel I-B	10,8	3,3	17,0
Max. aantal slachtoffers kavel I-B	0,4	0,1	0,3
Totaal aantal incl. kavel I-B (afgerond)	11,2	3,4	17,3
1%-mortaliteitsnorm	12	5	37

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 11,2 berekend. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 12 voor dit gebied. Voor Duinen Vlieland wordt een maximaal cumulatief aantal slachtoffers van 3,4 berekend. Dit aantal ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van 5 voor dit gebied. Tot slot wordt voor de Nederlandse Waddenzee een cumulatief aantal van 17,3 slachtoffers berekend. Ook voor dit gebied ligt dit onder de 1%-mortaliteitsnorm van 37 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

Uit paragraaf 6.1.3 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’. Onder deze vogels kunnen soorten voorkomen die voor Nederlandse of buitenlandse Natura 2000-gebieden een instandhoudingsdoelstelling als niet-broedvogelsoort hebben. Zoals in die paragraaf vermeld hebben de slachtoffers door aanvaringen niet alleen betrekking op exemplaren uit Natura 2000-gebieden, maar ook op 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 Kavel I-B 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 KEC 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 waaruit kan worden geconcludeerd 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 Nederwiek aan de cumulatiescenario’s nooit tot significante effecten zal leiden onder deze groep, 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 achttal soorten waarvoor de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR bedroegen (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor deze soorten,

namelijk kleine zwaan, rotgans, bergeend, rosse grutto, kanoet, wulp, zwarte stern en spreeuw, populatiemodellen ontwikkeld in de recente KEC 5.0 studie (IJntema et al. 2025). In bijlage 4 van het MER is met populatiemodellen doorgerekend wat het effect zal zijn van het toepassen van 15 MW windturbines met 15% overplanting als worst-case scenario. Op de uitkomsten zijn de huidig geldende ALI-drempelwaarden toegepast (Directoraat-generaal Natuur en Visserij 2025). Voor alle trekvogelsoorten worden de ALI-drempelwaarden niet overschreden en kunnen significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uitgesloten worden.

Tabel 8-3 De kans (in percentages) dat er een onacceptabele afname plaatsvindt volgend uit de populatiemodellen voor het cumulatieve nationale en internationale scenario van aanvaringen, onder het worst-case alternatief van Nederwiek I-B (alternatief 1b; 76 x 15 MW). Bij iedere soort zijn tevens de ALI-drempelwaarde voor de maximale relatieve afname ten opzichte van een scenario zonder windparken (x) en de maximaal geaccepteerde kans voor afname in de populatie vermeld (y). Als de kans op een onacceptabele afname groter dan de maximaal geaccepteerde kans op afname (y) wordt de ALI-drempelwaarde overschreden en is de uitkomst van het model Fail. Als dat niet het geval is de uitkomst Pass.

Soort (met ALI drempelwaarde)	Nationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets	Internationale scenario (kans op onacceptabele afname %)	Uitkomst ALI toets
Kleine zwaan (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)				
Brandgans (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)				
Bergeend (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)				
Wulp (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)				
Rosse grutto (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)				
Kanoet (ALI-drempelwaarde: x = 15%, y = 5%)				
Zwarte stern (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)				
Spreeuw (ALI-drempelwaarde: x = 5%, y = 5%)				

8.2 Zeezoogdieren

8.2.1 Cumulatieve effecten zeezoogdieren - Aanleg windpark in kavel I-B Nederwiek (zuid)

In het onderzoek naar effecten op zeezoogdieren is gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat tijdens de aanleg van een windpark in kavel 1-B in Nederwiek (zuid) wordt geproduceerd. Mogelijke effecten van continu geluid (waaronder scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) zijn buiten beschouwing gebleven (zie bijlage 5 van het MER). Wel kan het effect van onderwatergeluid ten gevolge de aanleg van de windturbinefunderingen van kavel 1-B Nederwiek (zuid) cumuleren met het onderwatergeluid ten gevolge van:

- heien van de funderingen van het TenneT-platform;
- geofysisch vooronderzoek;
- Ruimen van ontplofbare oorlogsresten

TenneT-platform
De mogelijke effecten van de aanleg van funderingen voor de windturbines op populaties zeezoogdieren kunnen cumuleren met de aanleg van de fundering voor het TenneT-platform in Nederwiek (zuid). Het TenneT-platform heeft een zogenaamde jacketfundering, die met 20 palen in de zeebodem wordt verankerd. Bijlage 5 van het MER geeft de totale aantallen dierverstoringsdagen ten gevolge van de aanleg van de funderingen van zowel de windturbines als het TenneT-platform van kavel 1-B van Nederwiek (zuid). Voor de TenneT palen wordt tevens uitgegaan van een geluidnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μPa^2s op 750 m. De aanleg van het TenneT-platform levert een beperkte bijdrage aan het totaal aantal dierverstoringsdagen van heigeluid voor de verschillende alternatieven en zeezoogdieren. In alle gevallen zijn de berekende totale aantallen dierverstoringsdagen ten gevolge van de aanleg van zowel de windturbines als het TenneT-platform lager dan de berekende waarde in KEC 5.0. Daarom kan worden gesteld dat er ook in cumulatie met het TenneT platform geen significant negatieve effecten zijn op de Gunstige Staat van Instandhouding voor bruinvissen en zeehonden.

Geofysische surveys
Voorafgaand aan de aanleg van windparken en tracés voor de exportkabels wordt geofysisch onderzoek uitgevoerd om de bodemgesteldheid in kaart te brengen en de aanwezigheid van ontplofbare oorlogsresten uit de Tweede wereldoorlog (UXO, *unexploded ordnance*) te identificeren. De tijdens de geofysische surveys gebruikte apparatuur produceert onderwatergeluid wat tot verstoring van zeezoogdieren kan leiden. In het kader van het KEC 5.0 is voor bruinvissen en zeehonden een inschatting gemaakt van de mogelijke effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2032 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. Voor het KEC 5.0 is ingeschat dat het totaal aantal door surveys veroorzaakte bruinvisverstoringsdagen voor de aanleg van alle windparken van de Routekaart Windenergie op zee, inclusief de exportkabels ongeveer 17% van het totaal aantal voor heien berekende bruinvisverstoringsdagen bedraagt. Voor de gewone en grijze zeehonden is dit respectievelijk 5% en 7% van het aantal dierverstoringsdagen als gevolg van heigeluid. Omdat de surveysignalen sterk afwijken van die van heigeluid en omdat het een bewegende geluidsbron betreft, zijn deze gegevens niet meegenomen in de berekening van de effecten op de populaties. De resultaten van de berekeningen voor het gehele windenergiegebied Nederwiek (zuid) zijn uit het KEC 5.0 overgenomen in bijlage 5 van het MER.

Ontplofbare oorlogsresten
Voorafgaand aan de bouw van offshore windparken moet het bouwgebied worden vrijgemaakt van Ontplofbare oorlogsresten (UXO), zoals vliegtuigbommen en zeemijnen die zijn overgebleven uit de Tweede Wereldoorlog. De mogelijke effecten van deze ruiming op zeezoogdieren zijn in het KEC 5.0 onderzocht. Op basis van de resultaten van die berekeningen is voor het windenergiegebied Nederwiek (zuid) een inschatting gemaakt van de mogelijke effecten.

De explosieven worden geruimd door ze op zee te laten ontploffen (detonatie). De explosie leidt tot zodanige schok- en geluidsgolven in het water dat bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid bevinden acute effecten (fysieke schade ten gevolge van een akoestisch trauma) kunnen ondervinden met sterfte tot gevolg. Bij dieren die zich verder van de bron bevinden, kunnen de geluiden permanente effecten op het gehoor (PTS) veroorzaken. Om deze effecten zoveel mogelijk te beperken, wordt in de huidige praktijk gedurende 30 minuten voorafgaand aan de detonatie een *Acoustic Deterrent Device* (ADD) aangezet, wat ervoor zorgt dat dieren die zich in de nabijheid van de geluidsbron bevinden, worden weggejaagd. Er is in de berekeningen van uitgegaan dat dit bij het ruimen van explosieven in Nederwiek (zuid) ook het geval zal zijn.

Tijdens het wegzwemmen als gevolg van het geluid van de ADD worden dieren in hun normale gedrag verstoord. Dit heeft extra dierverstoringsdagen boven op de dierverstoringsdagen door heien en geofysische surveys tot gevolg. Voor bruinvissen is dit ongeveer 2% van het aantal bruinvisverstoringsdagen als gevolg van heien en voor gewone en grijze zeehonden is dit minder dan 0,1% van het aantal zeehondverstoringsdagen als gevolg van heigeluid. De vergelijking met de dierverstoringsdagen die voor heien zijn berekend is alleen gemaakt om te illustreren dat de verstoring door de UXO ruimingen kleiner is. De dierverstoringsdagen zijn niet direct vergelijkbaar. De verstoring door de inzet van de ADD's is bijvoorbeeld veel korter: 30 minuten ten opzichte van ongeveer 2 uur voor de heiactiviteiten (en een aangenomen verstoringsduur van 6 uur).

8.2.2 Cumulatieve effecten zeezoogdieren - Routekaart Windenergie op zee

In het KEC 5.0 zijn de cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvispopulatie en zeehondenpopulatie van de Routekaart Windenergie op zee berekend. De resultaten van de KEC 5.0 berekeningen voor verschillende scenario's maken het mogelijk een verband af te leiden tussen het aantal dierverstoringsdagen als gevolg van de aanleg van windparken volgens de Routekaart en de afname van de populaties onder bruinvissen en zeehonden op het NCP.

Bruinvissen
KEC 5.0 laat zien de aanleg van de windparken van de Routekaart Windenergie op zee in totaal resulteert in 1,7 miljoen bruinvisverstoringsdagen[14] en een populatiereductie van 3,7 procent op het NCP (zie Tabel 8-4). Er wordt dus ruimschoots voldaan aan de ecologische norm van maximaal 5% afname van de populatie op het NCP (met een zekerheid van 95%).

Tabel 8-4 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee (inclusief TenneT platforms) op de bruinvispopulatie op het NCP volgens de Routekaart Windenergie op zee (KEC 5.0 scenario).

		Geluidsnorm (SELss dB)	Bruinvis-verstoringsdagen (duizenden)
Borssele I, II	752	169	74
Borssele III, IV, V	751	170	82
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	160
Hollandse Kust (noord) V	759	170	97
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	156
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	270
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	142
Nederwiek (zuid) I, 2 kavels van max. 1,15 GW	**2.295**	**164**	**132**
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	313
Doordewind I	2.300	164	166
Hollandse kust (west) VIII	760	164	39
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	71
		Totaal	**1.705**
		Populatiereductie	**3,7%**

Uit de in paragraaf 6.2.2 weergegeven resultaten blijkt dat voor de aanleg van een windpark in kavel I-B van Nederwiek (zuid) het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen voor alle alternatieven kleiner is dan de helft van het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend in KEC 5.0 voor het hele windenergiegebied Nederwiek I (zuid)[15]. De conclusie is dat significante effecten van de heiwerkzaamheden voor de aanleg van windturbines in kavel I-B van Nederwiek (zuid) op de

[14] Op grond van de gevonden relatie is berekend dat aan de huidige ecologische norm voor de bruinvispopulatie in het Nederlandse deel van de Noordzee wordt voldaan bij een maximaal aantal van 2,3 miljoen bruinvisverstoringsdagen. Hierbij is uitgegaan van de actuele inschatting van de demografische parameters voor de bruinvispopulatie (geboortecijfer van 0,34 per jaar).
[15] Voor het windenergiegebied Nederwiek I (zuid) is in KEC 5.0 gerekend met 153 turbines van 15 MW en een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s

bruinvispopulatie voor de onderzochte alternatieven in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart Windenergie op zee zijn uit te sluiten. Er is daarbij van uitgegaan dat tijdens de constructie van windturbines in Nederwiek (zuid) een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s van toepassing is.

Zeehonden

Voor gewone zeehonden werd in KEC 5.0 voor het Nederlandse deel van de populatie een totale afname van ca. 1,5% berekend ten gevolge van de aanleg van windparken uit de Routekaart Windenergie op zee. Voor grijze zeehonden was dat 1,1%. Dit correspondeert met respectievelijk 268 duizend en 118 duizend dierverstoringsdagen (Tabel 8-5). Er wordt dus ruimschoots voldaan aan de ecologische norm van maximaal 5% afname van de populatie op het NCP (met een zekerheid van 95%).

Uit de in paragraaf 6.2.2 weergegeven resultaten blijkt dat voor de aanleg van windparken in kavel I-B van Nederwiek (zuid) het aantal berekende dierverstoringsdagen voor alle alternatieven zowel voor gewone als voor grijze zeehonden vergelijkbaar met of kleiner is dan de helft van het aantal dierverstoringsdagen dat in het KEC 5.0 is berekend voor het hele windenergiegebied Nederwiek (zuid)[16]. De conclusie is dat significante effecten van de heiwerkzaamheden voor de aanleg van windturbines in kavel I-B van Nederwiek (zuid) op de populaties van gewone en grijze zeehonden voor de onderzochte alternatieven in cumulatie met de andere windparken van de Routekaart Windenergie op zee zijn uit te sluiten. Er is daarbij van uitgegaan dat tijdens de constructie een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s van toepassing is.

Tabel 8-5 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee (inclusief TenneT platforms) op de zeehonden populaties op het NCP volgens de Routekaart windenergie op zee (KEC 5.0 scenario).

Windenergiegebied	Opgesteld vermogen (MW)	Geluidsnorm (SELss dB)	Dierverstor. dagen (duizendtallen)	
			Gewone zeehond	Grijze zeehond
Borssele I, II	752	169	18,2	6,7
Borssele III, IV, V	751	170	34,9	4,1
Hollandse Kust (zuid) I – IV	1.529	173	16,8	40,2
Hollandse Kust (noord) V	759	170	40,7	26,3
Hollandse Kust (west) VI, VII	1.520	168	12,6	8,2
IJmuiden Ver I – IV (Alpha en Beta)	4.020	164	18,1	9,2
IJmuiden Ver Gamma	2.295	164	11,7	6,7
Nederwiek (zuid) I	**2.295**	**164**	**15,1**	**2,8**
Nederwiek (noord) II, III	4.600	164	21,4	4,3
Doordewind I	2.300	164	32,7	3,5
Hollandse kust (west) VIII	760	164	2,1	1,1
Ten noorden van de Waddeneilanden (west)	795	164	43,6	4,5
Totaal dierverstoringsdagen			**268**	**118**

[16] *Voor het windenergiegebied Nederwiek I (zuid) is in KEC 5.0 gerekend met 153 turbines van 15 MW en een geluidsnorm van SELss (750 m) = 164 dB re 1 μPa^2s*

Populatiereductie	**1,5%**	**1,1%**

8.2.3 Natura 2000-gebieden

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in kavel I-B in windenergiegebied Nederwiek (zuid) 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 Natura 2000-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 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.

Het maximale gebied waarbinnen zeezoogdieren verstoord kunnen worden door de komst van een windpark in kavel I-B overlapt niet met Natura 2000-gebieden. Er is daarom geen sprake van directe externe werking (zoals al is uitgelegd in paragraaf 6.2.2). De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale zeezoogdierpopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in paragraaf 8.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat significante cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie en zeehondenpopulaties op het NCP door de uitrol van de Routekaart Windenergie op zee zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis en zeehonden in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten. Zie bijlage 5 van het MER voor een nadere toelichting.

8.2.3.1 Grensoverschrijdende effecten op Natura 2000-gebieden

Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of in het buitenland (zie paragraaf 6.2.2). Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is daarom geen sprake van directe externe werking.

Wel overlapt het verstoorde gebied met een Britse het Special Area of Conservation (SAC), Southern North Sea (zie Figuur 8-1). Er is daarom sprake van directe externe werking. SACs zijn vergelijkbaar met Natura 2000-gebieden en zijn aangewezen voor habitattypen en soorten. De Southern North Sea is in 2019 aangewezen voor bruinvissen. Het is met een totale oppervlakte van 36.951 km^2 het grootste gebied dat voor bruinvissen is aangewezen[17]. Voor het gebied is een behoudsdoelstelling voor de bruinvis geformuleerd[18]. Verstoring door onderwatergeluid als gevolg van een project of plan wordt als significant beoordeeld als het bruinvissen verdrijft uit:

[17] *https://jncc.gov.uk/our-work/southern-north-sea-mpa/*
[18] *https://data.jncc.gov.uk/data/206f2222-5c2b-4312-99ba-d59dfd1dec1d/SouthernNorthSea-conservation-advice.pdf*

- Meer dan 20% van het voor bruinvissen relevante gebied op enige dag, en
- Meer dan gemiddeld 10% van het voor bruinvissen relevante gebied gedurende een seizoen.

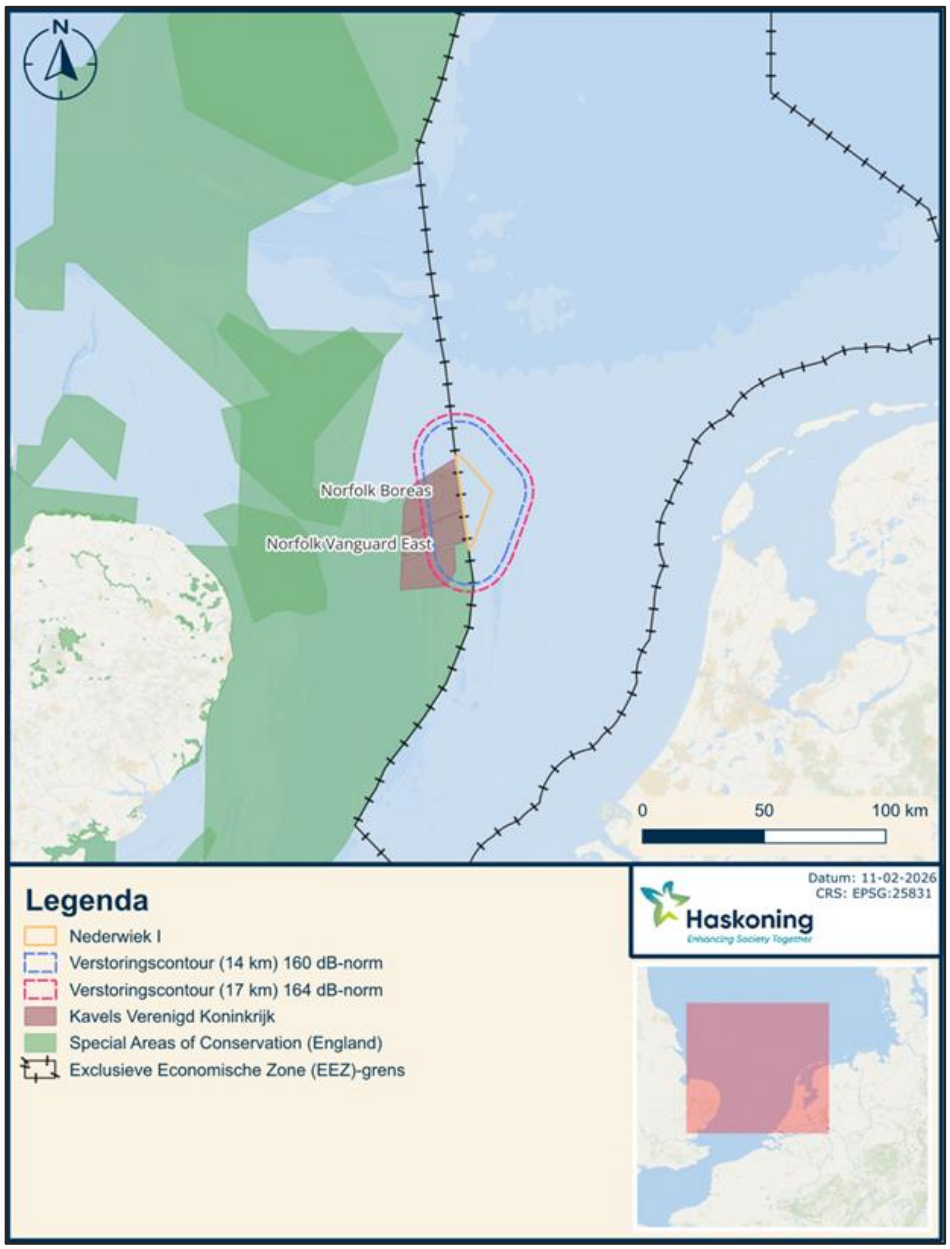
De overlap bedraagt maximaal ca. 800 km als wordt uitgegaan van een geluidnorm van SELss = 164 dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt uitgegaan. Dit is 2,1% van de totale oppervlakte van de SAC. Significante effecten via externe werking zijn daarmee uit te sluiten.

Cumulatie met effecten van de aanleg van windparken buiten het NCP
De meest nabijgelegen buitenlandse parken zijn Norfolk Bores en Norfolk Vanguard. Wanneer de aanleg van turbines in deze Britse parken tegelijk plaatsvindt als de aanleg van de turbines van Nederwiek (noord), is mogelijk sprake van overlap in tijd en ruimte van verstoring door onderwatergeluid. De aanleg van kavel I-B van Nederwiek (zuid) zal naar verwachting in de periode 2027-2028 starten.

Omdat de aanlegwerkzaamheden van de windparken Norfolk Boreal en Vanguard naar verwachting begin 2027[19] zullen plaatsvinden zijn de heiwerkzaamheden in alle waarschijnlijkheid afgerond voordat de aanleg van kavel I-B Nederwiek (zuid) start. Er is dus geen sprake van overlap in tijd, waardoor er geen sprake is van cumulatieve effecten. Significant negatieve gevolgen op het SAC-gebied kunnen dus ook in cumulatie met Britse windparken worden uitgesloten.

[19] *https://norfolkzone.rwe.com/*

Figuur 8-1 Ligging van kavel I-B ten opzichte van de SAC Southern North Sea en het tijdens de constructie door impulsief geluid verstoorde oppervlak.



9 Referentielijst

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

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.

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.

Bellmann, M., T. Müller, K. Scheiblich, & K. Betke, 2023. Experience report on operational noise - Cross-project evaluation and assessment of under-water noise measurements from the operational phase of offshore wind farms. itap report no. 3926, funded by the German Federal Maritime and Hydrographic Agency, funding no. 10054419.

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. 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.

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. 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.

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

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.

Directoraat-generaal Natuur en Visserij, 2025. Wijziging drempelwaarden Acceptable Levels of Impact (ALI) voor toetsing impact van windparken op zee op zeevogels. kenmerk DGNV-M / 97878174. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, Den Haag.

van Donk, S., R. van Bemmelen, C. Chen, I. Tulp & E. Melis, 2024. Seabird maps of the North Sea. A short description of methodology. Wageningen University & Research report: C024/24. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

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.

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.

Formicki, K., A. Korzelechka-Orkisz & A. Tański, 2019. Magnetoreception in fish. Journal of Fish Biology 2019; 95: pp. 73–91.

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).

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

Heessen, 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., C. de Jong & M. Broeren, 2023. Aanleg van windparken in IJmuiden Ver en Nederwiek I. Beperken van onderwatergeluid en haalbaarheid van geluidsnormen. Rapport Pondera Revisie 3.0.

Heinis, F., C. de Jong, & S. von Benda-Beckmann, 2025. KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. The Hague: TNO 2025 R10477.

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.

Hermans, A. & B. Schilt, 2024. Literatuurstudie effecten elektromagnetische Velden. Witteveen + Bos, notitie. Referentie: 139194/24-000.862.

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(1):4219.

Hutchison, Z. L., D.H. Secor & A.B. Gill, 2021. The Interaction Between Resource Species and Electromagnetic Fields Associated with Electricity Production by Offshore Wind Farms. Oceanography 33: 96-107.

ICES, 2023. ICES Database of Trawl Surveys (DATRAS), extraction 18 December 2023. International Bottom Trawl Survey (IBTS) data 2014-2023; http://datras.ices.dk. ICES, Copenhagen.

IJntema, G., N. Heida, J. Leemans, A. Gyimesi & A. Potiek, 2025. Collision effects of North Sea wind turbines on bird species within the “Kader Ecologie & Cumulatie (KEC) 5.0”. Actualisation of models, data and predicted mortality for Dutch government offshore wind development scenarios, Rapport 24-163. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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, 2023. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research report C031/22A. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Lean, R., & Sherwood, R. (2018). Environmental Statement Chapter 12 Marine Mammals Norfolk Vanguard Offshore Wind Farm (PB4476-005–012). Royal HaskoningDHV.

Leemans, J., R.S. Tjørnløv, H. Skov & A. Gyimesi, 2023a. Integration of bird radar studies in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-188. Waardenburg Ecology, DHI, Culemborg.

Leemans, J.J., N. Heida, J.J. Kraal, A. Potiek & A. Gyimesi, 2023b. 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.

Leemans, J.J. & R.C. Fijn, 2024. Observations of harbour porpoises in offshore wind farms. Final report. Report 23-495. Waardenburg Ecology, Culemborg.

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.

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.

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.

Maitland, P.S. & T.W. Hatton-Ellis, 2003. Ecology of the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No.3. English Nature, Peterborough.

Memija, A. (2023, January 12). Allseas to Install Norfolk Boreas Substation. Offshore Wind.

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.

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.

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).

Peschko, V., H. Schwemmer, M. Mercker, N. Markones, K. Borkenhagen & S. Garthe, 2024. Cumulative effects of offshore wind farms on common guillemots (Uria aalge) in the southern North Sea - climate versus biodiversity? Biodiversity and Conservation 33(3): 949–970.

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.

Pigeault, R., A. Ruser, N.C. Ramirez-Martinez, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, D.A. Nachtsheim, T. Schaffeld, S. Sveegaard, U. Siebert & A. Gilles, 2024. Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea. Mar. Poll. Bull. 208 (2024) 116925.

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.

Power Technology news. (2025, January 16). Norfolk offshore wind zone advances with full notice to proceed. Power Technology

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

Rijkswaterstaat, 2025. Duiding Kader Ecologie en Cumulatie 5.0 (KEC 5.0).

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.

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.

Soudijn, F.H., V. Hin, E. Melis, C. Chen, S. van Donk, D. Benden & M.J.M. Poot, 2025. Population level effects of displacement of marine birds due to offshore wind energy developments, KEC 5. Wageningen Marine Research Report C094/24 A. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Stelzenmüller, V., F. Maynou, S. Ehrich & G.P. Zauke, 2004. Spatial Analysis of Twaite Shad, Alosa fallax (Lacepède, 1803), in the Southern North Sea: Application of Non-Linear Geostatistics as a Tool to Search for Special Areas of Conservation. International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology 89(4): 337-351.

Teilmann, J. & Carstensen, J., 2009. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. Environ. Res. Lett. 7 045101.

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., 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.

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.

Verhelst, P., I. Pauwels, J. Breine, N. De Maerteleire, S. Pieters, F. Dens, E. Gelaude, D. Rosseel, J. VandenHoute, B. De Pauw, J. Coeck & J. Reubens, 2023. Monitoring van de ecologische effecten van de elektromagnetische Velden rond de stroomkabels van het net op zee (Westerschelde, Borssele). Deel 2: analyse van het bewegingsgedrag van fint in de Westerschelde in relatie tot de stroomkabels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 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

Woodward, I.D., C.B. Thaxter, E. Owen, M. Bolton, R.M. Ward & A.S.C.P. Cook, 2024. The value of seabird foraging ranges as a tool to investigate potential interactions with offshore wind farms. Ocean & Coastal Management 254: 107192.

Zijl, F., L. Leummens, N. Alexandrova, T. van Kessel, L. Jaksic, V. van Zelst, L. Vilmin, S. Heye & L. van Duren, 2024. Impact of offshore wind farms on the North Sea ecosystem: Scenario study for the partial revision of the Dutch offshore wind planning. WOZEP. Report 11209248-006-ZKS-0001. Deltares. Delft

Bijlage 9 - KRM-toets

MER Nederwiek kavel I-B

Klant:	Ministerie van Economische Zaken en Klimaat
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Status:	Definitief/2
Datum:	8 juni 2026

Haskoning
Enhancing Society Together

HASKONING INTERNATIONAL B.V.

Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Netherlands
Industry & Buildings
Trade register number: 10145589

Telefoon: +31 (0)88-7663372
E-mail: info@haskoning.com
Website: haskoning.com

Titel document:	Bijlage 9 - KRM-toets
Ondertitel:	MER Nederwiek kavel I-B
Referentie:	CP3079-IB-RP-260122-0948
Uw kenmerk	
Status:	Definitief/2
Datum:	8 juni 2026
Projectnaam:	MER kavel I-B Nederwiek
Projectnummer:	CP3079
Auteur(s):	Tom Herfs
Opgesteld door:	Haskoning
Classificatie:	Projectgerelateerd

Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden verveelvoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. Haskoning International B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever.

Let op: dit document bevat mogelijk persoonsgegevens van medewerkers van Haskoning International B.V. Voordat publicatie plaatsvindt (of anderszins openbaarmaking), dient dit document te worden geanonimiseerd of dient toestemming te worden verkregen om dit document met persoonsgegevens te publiceren. Dit hoeft niet als wet- of regelgeving anonimiseren niet toestaat. Dit document kan zijn opgesteld met behulp van kunstmatige intelligentie (AI); alle door AI gegenereerde inhoud is beoordeeld en gevalideerd door onze experts.

Inhoud

1	**Inleiding**	**1**
2	**Kaderrichtlijn Mariene Strategie**	**1**
3	**KRM-gebieden**	**1**
4	**KRM-descriptoren**	**2**
5	**Conclusies & leemten in kennis**	**1**

Tabellen

Tabel 1 KRM-descriptoren en toetsing (een ‘D’ staat voor descriptor en het nummer komt overeen met bovenstaande opsomming van de KRM-descriptoren, een ‘C’ staat voor een criterium binnen een descriptor). 1

1 Inleiding

Voorliggend document is de KRM-toets ten behoeve van het Milieueffectrapport (MER) kavel I-B. Het is een bijlage van het MER voor kavel I-B dat is gelegen in windenergiegebied Nederwiek (zuid). In deze KRM-toets wordt het project getoetst aan de Kaderrichtlijn Mariene Strategie.

2 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De KRM verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie. Deze strategie moet gericht zijn op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (met als doel een goede milieutoestand) waarbij ook een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd.

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 (met als doel een goede milieutoestand (GMT)) van de Noordzee waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd. Daarnaast worden er als uitvoeringsmaatregel beschermde gebieden aangewezen. De KRM is geïmplementeerd in 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 (2024-2030), 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.

3 KRM-gebieden

Specifiek beschermt Nederland bepaalde ecologisch waardevolle gebieden onder de KRM. Er zijn op dit moment drie KRM-gebieden aangewezen[1]:

1. Centrale Oestergronden,
2. Borkumse Stenen en
3. Friese Front.

Deze gebieden zijn aangewezen als KRM-gebied om het zeebodemecosysteem te beschermen of herstellen. Kavel I-B 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.

[1] *In de toekomst zal het zuidelijke deel van de Doggersbank ook als KRM-gebied aangewezen worden.*

4 KRM-descriptoren

De goede milieutoestand (GMT) van de Noordzee wordt beschreven door elf kwalitatieve descriptoren. Deze zijn:

1. Biodiversiteit (vogels, vissen en zeezoogdieren)
2. Niet-inheemse soorten
3. Commerciële geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren
4. Voedselwebben
5. Eutrofiëring
6. Integriteit van de zeebodem (habitats)
7. Permanente wijzigingen in hydrografische eigenschappen
8. Verontreinigden stoffen
9. Verontreinigden stoffen in visserijproducten
10. Zwerfafval
11. Toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid

Per descriptor zijn er verschillende criteria beschreven ter beoordeling van de GMT. In onderstaande Tabel 1 wordt per descriptor (en onderliggende criteria) een toelichting gegeven en de eventuele invloed van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark in kavel I-B. Waar relevant wordt ingegaan op de cumulatieve effecten van windparken op zee (voor onder andere vissen, vogels en zeezoogdieren). Bovendien wordt er voor descriptoren waar relevant verwezen naar het hoofdstuk in het MER van kavel I-B of bijbehorende bijlage waar er verder op de desbetreffende descriptor en diens criteria wordt ingegaan.

Tabel 1 KRM-descriptoren en toetsing (een 'D' staat voor descriptor en het nummer komt overeen met bovenstaande opsomming van de KRM-descriptoren, een 'C' staat voor een criterium binnen een descriptor).

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		
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.	
D1C2 Populatieabundantie	De populatieomvang van bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond duidt op gezonde populaties en voldoet aan de	

[2] *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."*

D1C3 Demografische kenmerken: pupproductie	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.	
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.	
D1C5 Kwaliteit leefgebied		

D1 Biodiversiteit: Zeevogels		
D1C1 Incidentele bijvangst	Incidentele bijvangst in het Nederlandse deel van de Noordzee vormt geen bedreiging voor zeevogelpopulaties.	
D1C2 Populatieabundantie	De populatieomvang van zeevogelsoorten duidt op gezonde populaties en voldoet in de Internationale Noordzee aan de drempelwaarden van OSPAR.	

D1C3 Demografische kenmerken: broedsucces	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 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.	Vissoorten (bijvoorbeeld kabeljauw, Europese aal en kraakbeenvissen) kunnen negatieve effecten ondervinden van het heigeluid en eventueel van elektromagnetische velden. Over het effect van elektromagnetische velden op vissen is weinig bekend. Vissen in het algemeen, kunnen negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. 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. Tijdens de exploitatie zullen vissen mogelijk ook positieve effecten kunnen ondervinden door de uitsluiting van (sleepnet)visserij en de aanwezigheid van hard substraat. Ook al zullen er effecten optreden op lokale vissen, kan van de ontwikkeling van kavel I-B niet worden geconcludeerd dat vispopulaties zodanig geschaad worden door antropogene

D1C1 Incidentele bijvangst	Incidentele bijvangst in de Internationale Noordzee vormt geen bedreiging voor de instandhouding van vispopulaties.	
D1C2 Populatieabundantie		
D1C4 Verspreidingsgebied	Het verspreidingsgebied van trekvissen in het Nederlandse deel van de Noordzee voldoet aan de drempelwaarde van de Habitatrichtlijn.	
D1C5 Kwaliteit leefgebied	De omvang en kwaliteit van het leefgebied in het Nederlandse deel van de Noordzee is geschikt voor trekvissen onder de Habitatrichtlijn.	
D1 Biodiversiteit: koppotigen		

		inktvissen sterk kunnen variëren van jaar tot jaar, wat een groot aanpassingsvermogen van inktvissen indiceert. Er worden dezelfde effecten verwacht als bij vissen (zie D1 'Biodiversiteit: vissen'). Geconcludeerd wordt dat er geen sprake is van effecten van kavel I-B op de levensvatbaarheid van inktvispopulaties en een effect op de GMT kan worden uitgesloten. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten, vanwege kennisleemtes ten aanzien van indirecte effecten op het gehele ecosysteem (zie ook descriptor D4).
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 een windpark in kavel I-B 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. 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	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). Verder van de kust komen over het algemeen minder uitheemse soorten voor dan vlak bij de kust. Niet-inheemse soorten vestigen zich vooral op monopiles in de intergetijden- en spatwaterzone, waarschijnlijk omdat dit nieuwe leefgebieden zijn op open zee. In het Belgische deel van de Noordzee wordt het grootste deel van de uitheemse soorten in deze zone

D2C1 Introductie niet-inheemse soorten	Het aantal nieuw geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee als gevolg van menselijke activiteiten is tot een minimum beperkt.	
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.	
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.	
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.	
D4 Voedselwebben		

		Modelstudies van Deltares[3] 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[4]. 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 kunnen er ook positieve effecten optreden, zoals visserijvrije zones en de ontwikkeling van nieuwe hardsubstraatgemeenschappen op de turbinefundaties. Geconcludeerd wordt dat een effect op de GMT door het initiatief 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.	Zie D4 ‘Voedselwebben’

[3] *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.*
[4] *Zie bijvoorbeeld:*

- *van Duren, L.A., 2021. Advice on future assessment of ecosystem effects from offshore wind farms. Deltares.*
- *Zijl, F., L. Leummens, N. Alexandrova, T. van Kessel, L. Jaksic, V. van Zelst, L. Vilmin, S. Heye & L. van Duren, 2024. Impact of offshore wind farms on the North Sea ecosystem: Scenario study fort he partial revision of the Dutch offshore wind planning.*

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.	Zie D4 'Voedselwebben'
D4C3 Grootteverdeling binnen gilden	De grootteverdeling van exemplaren binnen het beoordeelde trofische gilde (demersale sub-apexpredatoren) van de Internationale Noordzee wordt niet geschaad door antropogene belastingen.	Zie D4 'Voedselwebben'
D4C4 Productiviteit van trofische gilden	De productiviteit van het beoordeelde trofische gilde (primaire producenten) wordt niet negatief beïnvloed door antropogene drukfactoren.	
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 windturbines 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 werkschepen 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 de GMT door het initiatief 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	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 Integriteit van de zeebodem en benthische habitats	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.	De aanleg van het windpark veroorzaakt fysieke verstoring en verlies van zeebodemhabitat, maar de impact op vissen en benthos wordt als marginaal negatief beschouwd. Morfologische veranderingen zijn klein op schaal van het NCP. Binnen D6 zijn vooral Sabellaria-riffen relevant. Voor Sabellaria-banken bestaan geen gegevens over effecten van heigeluid. Omdat deze rifbouwende wormen niet kunnen uitwijken, zijn ze kwetsbaar voor activiteiten die de zeebodem verstoren. Eventuele riffen op locaties van windturbines of kabels zullen worden vernietigd. Tijdelijke vertroebeling tijdens de bouw is verwaarloosbaar en kan zelfs licht positief zijn, omdat Sabellaria zwevend sediment gebruikt voor rifvorming. Tijdens de operationele fase kan het wake-effect mogelijk leiden tot meer sediment in de waterkolom, wat positief kan zijn voor Sabellaria, maar hierover is geen data beschikbaar. De uitsluiting van bodemberoerende visserij in het windpark wordt eveneens als positief gezien, omdat deze soort daar zeer gevoelig voor is. Het nieuwe harde substraat van de windturbines kan bovendien kolonisatie bevorderen. In eerdere windparken zijn zelfs toenames van Sabellaria-banken gezien. In paragraaf 9.4 uit bijlage 4 wordt nader ingegaan op descriptor D6 en bijbehorende criteria voor wat betreft Sabellaria-banken. Geconcludeerd wordt dat een effect van kavel I-B op de integriteit van de zeebodem kan worden uitgesloten. Mogelijke cumulatieve effecten van de uitrol van wind op zee op de GMT van de descriptor kunnen niet worden uitgesloten, mede vanwege kennisleemtes ten aanzien van indirecte effecten op het gehele ecosysteem (zie ook descriptor D4).

D6C1 Fysiek verlies van de zeebodem	N.v.t. (dit criterium dient als input voor D6C4 en D7C1)	-
D6C2 Fysieke verstoring van de zeebodem	N.v.t. (dit criterium dient als input voor D6C3)	-
D6C3 Aantasting benthische 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)	-
D6C4 Fysiek verlies van benthische 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 het initiatief. In hoofdstuk 5 van het MER is berekend dat de totale ruimtelijke impact van een windpark in Nederwiek 1-B maximaal 2,99% is van het totale oppervlak van de kavel. Dit is daarmee een verwaarloosbare fractie van het totale NCP oppervlak.
D6C5 Kwaliteit benthische 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 het initiatief. In hoofdstuk 5 van het MER is berekend dat de totale ruimtelijke impact van een windpark in Nederwiek 1-B maximaal 2,99% is van het totale oppervlak van de kavel. Dit is daarmee een verwaarloosbare fractie van het totale NCP oppervlak.
D7 Permanente wijzigingen 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 kavel I-B 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 de GMT door het initiatief niet kan worden uitgesloten.

D7C1 Permanente wijziging hydrografische omstandigheden	N.v.t. (input voor D7C2)	Zie D7 & D6C5
D7C2 Aangetaste habitats door permanente wijziging in hydrografische omstandigheden	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.)	Zie D7 & D6C5
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 en SF6[5]. 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.[6] 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[6] 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.

[5] *RIVM (2021). Inzicht in emissies van chemische stoffen bij windturbines op zee*
[6] *RIVM (2023). Beoordeling mogelijke risico's van chemische stoffen en plastic deeltjes van windturbines op zee.*

D8C1 Verontreinigende stoffen in het mariene milieu	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 zijn vastgesteld.	
D8C2 Schadelijke effecten van verontreinigde stoffen	De gezondheid van soorten (mariene slakken) in de Zuidelijke Noordzee wordt niet geschaad door verontreinigende stoffen (tributyltin) en voldoet aan de drempelwaarde van OSPAR.	
D8C3 Incidentele ernstige verontreinigingen		
D9 Verontreinigingen in visserijproducten	Vervuilende stoffen in visserijproducten, overschrijden niet de grenzen die in EU- wetgeving voor menselijke consumptie zijn vastgesteld.	

D9C1 Concentraties verontreinigde stoffen in visserijproducten	Concentraties verontreinigende stoffen in visserijproducten (visvlees, schaaldieren en tweekleppige weekdieren) die in Nederland zijn aangeland, voldoen aan de maximumgehalten die in Verordening (EG) Nr. 1881/2006 zijn vastgelegd.	Zie D8
D10 Zwerfafval	Zwerfafval op zee veroorzaakt geen schade aan het mariene en kustmilieu.	Voor de aanleg en exploitatie van een windpark in kavel I-B 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 komt er ook tijdens de aanlegfase geen zwerfvuil in de zee terecht. Geconcludeerd wordt dat een effect op de GMT door het initiatief kan worden uitgesloten.
D10C1 Zwerfvuil in het mariene milieu	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 in het mariene milieu	De hoeveelheid microafval in het zeebodemsediment ligt op een niveau dat geen schade veroorzaakt aan het mariene milieu.	Er is sprake van een toename in emissies van microplastic door een windpark in kavel I-B. Door weer en wind eroderen windturbinebladen en komen microplastics vrij. In vergelijking met de jaarlijkse emissie van microplastic van offshore windturbines met andere bronnen van emissie in Nederland, dragen offshore windturbines slechts in geringe mate bij aan de totale emissies. Onderzoek van Caboni et al. (2025)[7] schat dat een offshore windturbine van 15 MW jaarlijks ongeveer 240 gram microplastics uitstoot door erosie van windturbinebladen. Voor kavel I-B, met 67 turbines, komt dit neer op circa 16 kg microplastics per jaar. De huidige totale emissie van alle Nederlandse offshore windturbines wordt geschat op ongeveer 100 kg per jaar. Deze hoeveelheid vormt minder dan één

[7] *Caboni, M., Schwarz, AE, Slot, H., en van der Mijle Meijer, H. (2025): Schatting van microplasticemissies van offshore windturbinebladen in de Nederlandse Noordzee, Wind Energ. Sci., 10, 1123–1136, https://doi.org/10.5194/wes-10-1123-2025.*

		duizendste van de totale Nederlandse offshore microplasticemissie en wordt daarmee als zeer beperkt beschouwd. De auteurs van het onderzoek benadrukken dat hun schatting van microplasticemissies door windturbineblad-erosie gebaseerd is op veel aannames. Bovendien houden hun berekeningen geen rekening met andere mogelijke bronnen van microplastics, zoals slijtage van andere windturbineonderdelen, materiaalverlies tijdens onderhoud of reparaties. Deze bijkomende bronnen kunnen mogelijk aanzienlijke emissies veroorzaken, maar door het ontbreken van gegevens is dit momenteel niet te kwantificeren. Daarom bestaat er een duidelijke kennisleemte rondom zowel de totale uitstoot van microplastics van offshore windparken als de ecologische effecten van afbrekende polymeren in het mariene milieu. Mitigatie van erosie van windturbinebladen is mogelijk door de toepassing van anti-erosiecoatings, de implementatie van effectieve onderhoudspraktijken voor erosiepreventie en de toepassing van erosieveilige modi. Geconcludeerd wordt dat een effect op de GMT door het initiatief niet kan worden uitgesloten.
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.	Zie D10C2 ‘Microafval in het mariene milieu’
D11 Toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid		De ruimtelijke spreiding, tijdsduur en geluidsniveaus door de aanleg van een windpark in kavel I-B 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 de GMT door het initiatief kan worden uitgesloten.

D11C1 Impulsief onderwatergeluid	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 mPa^2s 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.[8] Dit geldt ook voor de cumulatieve effecten van de gehele uitrol van de Routekaart Windenergie op zee. Significante (cumulatieve) effecten op de bruinvispopulaties zijn daarmee uitgesloten. Zie ook hoofdstuk 7 van het MER.
D11C2 Continu onderwatergeluid	De ruimtelijke spreiding, de temporele omvang en het niveau van antropogeen continu laagfrequent geluid in het Nederlandse deel van de Noordzee berokkenen populaties zeedieren geen schade.	Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de aanleg van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, *blue piling*) is minder verstorend dan impulsgeluid (zie bijlage 5). Daarom geldt ook 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 windturbinebladen verwaarloosbaar voor de populaties zeedieren. Zie ook hoofdstuk 7 en bijlage 5.
Elektromagnetische velden	N.v.t.	Descriptor D11 omvat het ruimere begrip ‘toevoer van energie’. Vooralsnog bestaan er alleen criteria voor onderwatergeluid. Aan andere vormen van energie-introductie zijn nog geen criteria toegekend. Bijgevolg is hiervoor nog geen GMT geformuleerd. EMV worden veroorzaakt door stroomkabels op en in de zeebodem. Met de uitrol van wind op zee zal deze vorm van energietoevoer in het mariene milieu dan ook toenemen. Sommige zeedieren, met name haaien en roggen, zijn gevoelig

[8] *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.*

		voor elektromagnetische prikkels. Er bestaan nog grote kennislacunes rond effecten van EMV. De inbedding van EMV in de KRM onder D11 lijkt gepast, ook gezien de schaalvergroting van windparken. Er is vooralsnog geen criterium voor EMV gedefinieerd, maar mogelijk gebeurt dit na de herziening van de KRM. Tot slot is een milieudoel opgenomen voor EMV. Nederland wil, vooruitlopend op de uitwerking van een criterium, hiervoor al een doel definiëren. Omdat er nog onvoldoende kennis is over de omvang van EMV en de milieueffecten ervan, is dit doel in eerste instantie vooral gericht op de ontwikkeling van een instrumentarium om de ecologische impact van EMV te beoordelen en te onderzoeken om de impact te kunnen beperken. Door het ontbreken van een criterium en/of instrumentarium, en de kennisleemte die er is over EMV is een inhoudelijke beoordeling vrijwel onmogelijk met betrekking tot EMV en D11.
Warmte		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 geen GMT en milieudoelen geformuleerd. Het spanningsniveau van 66 kV is beperkt voor de inter-array kabels, 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.

5 Conclusies & leemten in kennis

In Tabel 1 is per descriptor de impact van een windpark in kavel I-B op de GMT weergegeven. Uit de tabel kan worden geconstateerd dat de voorgenomen activiteiten voor de meeste descriptoren geen effect hebben op de GMT die worden nagestreefd in de KRM. Voor de volgende descriptoren of onderliggende criteria kunnen de effecten op de GMT, 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 soort specifieke 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 EMV door een windpark in kavel I-B 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: Biodiversiteit Vissen). Zie ook bijlage 4 van het MER 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 en indirect ook voor D1 (Biodiversiteit Vissen, Koppotigen & Pelagische habitats) & D6 Integriteit zeebodem). 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 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 voedsel web.
- Het rapport van RIVM heeft laten zien dat er nog enkele kennisleemten ten aanzien van het gebruik van epoxy coatings (descriptor D8). Op dit moment is niet bekend of bij Nederlandse windturbines op zee daadwerkelijk epoxy coatings worden gebruikt.
- Ook is de daadwerkelijke hoeveelheid microplastic deeltjes van windturbines dat in de omgeving terecht kan komen onzeker en hangt onder andere af van de mate van slijtage-verminderende technieken dat wordt toegepast. Daarom bestaat er een duidelijke kennisleemte rondom zowel de totale microplastic uitstoot van offshore windparken als de ecologische effecten van afbrekende polymeren in het mariene milieu (descriptor D10C2).