

BIJLAGE 1
LITERATUURLIJST



LITERATUURLIJST

Hoofdstuk 1-4

ECN, Quick scan of energy production and wake losses of the Borssele Wind Farm Zone including losses for nearby Belgian Wind Farms', april 2015

EU, Stappenplan Energie 2050, december 2011.

IMARES, vogelgevoeligheids- of vogelrisicokaart, 2010/2015.

Kamerstukken II, 2013–14, 31 510, nr. 49

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

Kamerstukken II, 2014/15, 21 501-20, nr. 922.

Kamerstukken II, 2014/15, 34 058.

Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk).

Kamerstukken II, 2014/15, 33 561, nr. 12.

Kamerstukken II, 2014–15, 33 561, nr. 19

Kamerstukken I/II, 2015-16, 34.401

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Beleidsnota Noordzee 2016-2021, 2015

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2011), Integraal Beheerplan Noordzee 2015.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Nationaal Waterplan (2016-2021), NWP2, 2015

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, partiële herziening van het NWP1, 26 september 2014 (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk) Kamerstukken II 2013/14, 31 510, nr. 49.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee aanvulling gebied Hollandse Kust, 2016

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2012), Structuurvisie Infrastructuur en Milieu, Nederland, concurrerend, bereikbaar, leefbaar en veilig.

Ministerie van V&W, VROM en LNV, Beleidsnota Noordzee, 2009.

Ministerie van V&W, VROM en LNV (2009), Nationaal Waterplan 2009-2015, NWP1, 22 december.

Richtlijn 2009/28/EG (PbEG 2009, L140/16)

RoyalHaskoningDHV en Grontmij, PlanMER en PB windenergie op zee binnen 12mijlszone, 2016

RVO, Handboek Risicozonering windturbines, 2014

SER, Energieakkoord voor duurzame groei, 2013.

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

www.internetconsultatie.nl/scenario_windenergie_op_zee

Hoofdstuk 5 Morfologie en hydrologie

Chakrabarti, S.K. (1987) Hydronamics of offshore structures, WitPress, Billerica USA

Danish Hydraulic Institute (1999) Horns Rev Wind Power Plant, Environmental impact assessment of hydrography.

Hoffman, C.J.C.M. en H.J. Verheij, Scour Manual, A.A. Balkema Publications
Korevaar, 1990

Lorenz J.C, Teufel, L.W. Warpinski, N.R. (1991) Regional fractures I: a mechanism for the formation of regional fractures at depth in flat laying reservoirs.

Niessen, A.C.H.M. en Schüttenhelm, R.T.L, 1986 - Oppervlakedelfstoffen/Raw materials at or near the surface. Rijks Geologische Dienst, Haarlem, map.

Rijkswaterstaat (2013) Kustlijnkaarten; Geplande suppleties 2013 ten behoeve van de Kustlijnzorg (50000)

Roelvink, J.A., T. van der Kaaij, B. G. Ruessink, 2001. Calibration and verification of largescale 2D/3D flow models. Phase 1, Parcel 2, Subproduct 2, ONL FLYLAND report

Royal Haskoning (2005) EIS, SEA and Habitat Assessment for BritNed Interconnector

Salden, R.M., 1998. Een model voor het transport van slib in de Nederlandse kustzone. Een hulpmiddel naar scenario studies naar kustuitbreidingsplannen. Rapportage van SILTMAN deelprojecten 11 & 14. OS-98.119X, RIKZ

Schuttenhelm, R. T. E. (2002). Grain-size variability and crest stability of a North Sea sandwave in space and time. TNO Report 02-219-B, Netherlands Institute of Applied Geosciences, Utrecht, The Netherlands.

Segeren, M.L.A. 2011. Influence of a Boatlanding and J-tubes on Wave Loads and Wall Thickness of the Monopile Support Structure Design. Offshore Wind, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology. Delft, The Netherlands.

Suijlen, J.M. and R.N.M. Duin. Variability of near-surface total suspended matter concentration in the Dutch Coastal Zone. Rijkswaterstaat, RIKZ, Report RIKZ/OS/2001.150X: 33 p. + appendix

Veen, van der. H.H. (2008) Natural and human induced seabed evolution : the occurrence of large-scale bad patterns and the effects of human activities on the North Sea seabed, Enschede

Van Heteren, S., Characterization of sediment composition at sand-mining locations for Flyland, MARE Marine Ecology and Morphology Sub-product 2.1. TNO-report NITG 02-148-B, 12 p.

Weerst, A.H. & F.L.M. Diermanse. Golfstatistiek op relatief diep water 1979-2002. WL|Delft. Rapport Q3770, december 2004

Wijnberg, K.M. Morphological behaviour of a barred coast over a period of decades. Ph. D. thesis Utrecht University.

Stroomatlas Zuidelijke Noordzee, 1999 Versie 3

Hoofdstuk 6 Vogels (zie ook de literatuurlijst die bij bijlage 4 hoort)

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.

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: R695-696.

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., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.

pone.0106366

Bruynzeel, 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, 38 p.

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.

Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest Afrika. Originele titel: *Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas*. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.

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. Hüppop & S. Garthe. 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

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.

Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.

Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.

- Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016b. 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.
- Haan, D. de, 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.
- Hal, R. van, 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 (MEPNSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imeres Wageningen UR.
- Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at alpha ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.
- Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report - TNO 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. doi: 10.1111/1365-2664.12191
- 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 & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. 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.
- 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.

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.

Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.

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., E.M. Dijkman, L. Teal & the OWEZ-team 2010. Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ). NoordzeeWind rapport OWEZ_R_221_T1_20100731_local_birds. Imares / NoordzeeWind, Wageningen / IJmuiden.

Leopold, M.F., R. van Bemmelen, A. Zuur. 2012. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.

Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl. 2013. "Windenergie binnen 12 mijl" in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

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

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. 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. Report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.

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, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.

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
doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.

LWVT/SOVON 2002. *Vogeltrek over Nederland 1976-1993*. Schuyt & Co, Haarlem.

Macleane, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.

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

Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 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., and Desholm, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.

Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.

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.

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.

Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. and A.D. Poyser, London. Nelson, J.B. 1978. *The gannet*. T & AD Poyser, Berkhamsted, Herts.

Morris S. 2014. <http://www.theguardian.com/environment/2014/jan/20/thumb-sized-bat-crosses-english-channel>.

Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & Nolet B. 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.

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

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.

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. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x.

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., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heuncks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen. 2011. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.

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.

Rodgers, J. A. and Schwikert, S. T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conserv. Biol.* 16: 216–224.

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(1): 139-147.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. and Garthe, S. (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning.

Ecol. Appl. 21: 1851–1860.

Skov, H., S. Heinänen & M. Lazcny, 2015a. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds TConstr report. ENECO

Skov, H., S. Heinänen, L. Nyborg & M. Lazcny, 2015b. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T0 report. ENECO

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

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 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.

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 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, 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 doi: 10.1007/s10750-014-2088-x.

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.

<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012>

Hoofdstuk 7 Onderwaterleven (zie ook de literatuurlijst die bij bijlage 5 hoort)

ASCOBANS, 2011. Summary Record of the 18th Meeting of the Advisory Committee. UN Campus, Bonn, Germany, 4-6 May 2011.

BELLMANN, M. (2012): Die technische Entwicklung von Schallminderungstechnologien: Stand der For-schung (?). Presentation „Minimierung von Unterwasserschall bei der Gründung von Offsho-re-Windenergieanlagen: Anforderungen und Möglichkeiten“, IHK Rostock, 28 March 2012. <http://www.offshore->

stiftung.com/60005/Uploaded/OffshoreStiftung|20120328HROSOWSchallschutz2Bellmann.pdf (15.11.2012)

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.

Booman C, Dalen J, Leivestad H, Levsen A, van der Meeren T et al (1996) Effekter av luftkanonskyting pa egg, larver og yngel. Undersokelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium UIB. Rapport Fisken og Havet Nr. 3-1996. Bergen: Havforskningsinstituttet.

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.

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

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. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares WageningenUR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.

Bos O.G., R. Witbaard, M. Lavaleye, G. van Moorsel, L.R. Teal, R. van Hal, T. van der Hammen, R. ter Hofstede, R. van Bemmelen, R.H. Witte, S. Geelhoed & E.M. Dijkman, 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. IMARES Wageningen UR. Report number C071/11.

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

Brasseur, S. Aarts, G. Meersters, E. Polanen Petel, t. van, Dijkman, E. Cremer, J. & Reijnders, P. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms (2012). Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012.

Camphuysen & Siemensma, Conservation plan for the Harbour Porpoise Phocoena phocoena in The Netherlands, 2011.

Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. PLoS ONE 7: e39593

Casper BM, Halvorsen MB, Matthews F, Carlson TJ, Popper AN 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped

Bass. PLoS ONE 8: e73844. doi:10.1371/journal.pone.0073844 De Robertis et al., 2003

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., 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.

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.

Debusschere E, De Coensel B, Bajek A, Botteldooren D, Hostens K, Vanaverbeke J et al. (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. doi:10.1371/journal.pone.0109280

ELMER, K.-H., BETKE, K. & NEUMANN, T. (2007a): Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen: SCHALL2. - Project 0329947 final report. The German Federal Environment Ministry.
NEUBER & UHL 2012

FRÜHLING, I., NEUBER, M., OVERDICK, E., ROLFS, M. SCHMUGLER, J., SCHÖNHERR, J. & TSAKONAKIS, A. (2011): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben "Konzeptstudie zur Entwicklung einer neuartigen Gründungstechnologie unter Einbeziehung von Errichtungslogistik (Teilprojekt 1) und Schall-schutz (Teilprojekt2)". FKZ 0325142. 71 pp.
LEE et al. 2012

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.

GERKE, P. & BELLMANN, M. (2012): Offshore Windpark „Riffgat“. Messung der Bauschallimmissionen. Itap Projekt Nr.: 1924-12-e-pg, 40 S, commissioned by Offshore-Windpark Riffgat GmbH & Co KG

Govoni JJ, West MA, Settle LR, Lynch RT, Greene MD (2008) Effects of underwater explosions on larval fish: Implications for a coastal engineering project. *J Coast Res* 24: 228–233

GRIEßMANN, T. RUSTEMEIER, J. & ROLFES, R. (2010): Research on mitigation measures at alpha ventus. 24. Conference of the European Cetacean Society. Pile driving in offshore windfarms. Stralsund, 21 March 2010.

<http://www.bsh.de/de/DasBSH/Veranstaltungen/CetaceanSociety/Griessmann.pdf> (15.11.2012)

GRIEßMANN, T. (2009): Forschungsplattform FINO 3 - Einsatz des großen Blasenschleiers. Presentation at BSH "Meeresumweltsymposium" 2009.

<http://www.bsh.de/de/DasBSH/Veranstaltungen/MUS/2009/Dokumente/GriessmannP.pdf>

Grontmij, 2008. Offshore Windpark Q10. Documentnummer 13/99088008/CvD.

Grontmij, 2013. The macrobenthic fauna monitoring in the Dutch Sector of the North Sea, MWTL 2012. Year report MWTL North Sea – 2012. Reference number 31019631.0006 – Year report.

Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T. & Degraer, S. (2012b). The Grey Seal (*Halichoerus grypus*) as a Predator of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38(4): 343-353.

Haelters, J., Van Roy, W., Vigin, L. & Degraer, S., 2012. The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 9: 127-143.

Haelters, J., Vigin, L. & Degraer, S., 2013a. Attraction of harbour porpoises to operational offshore wind farms: what can be expected? In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). *Environmental impacts of the construction of offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimise future monitoring programmes*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels, Chapter 16: 166-171.

Haelters, J., 2013. Opmerkelijke aantallen bruinvissen in de eerste helft van 2013. *De Strandvlo* 33(2): 55-58.

Hal, R. van, 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. Imeres Wageningen UR.

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. Proc. R. Soc. B 279: 4705-4714

HEPPER, J. (2012): Ist der Große Blasenschleier nun Stand der Technik? Presentation DUH-Conference "Herausforderung Schallschutz beim Bau von Offshore-Windparks", 25.-26 September 2012, Berlin.

Holtmann, S.E., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craeymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen en J. van der Meer, 1996. Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf, Ministry of transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate, Rijswijk, pp 244.

IJsseldijk, L.L. & Begeman, L., 2013. Increase in strandings of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch coast in April and May 2013. Rapport van de Faculteit Diergeneeskunde, Universiteit van Utrecht.

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 - TNO 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

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.

LAUGHLIN, J. (2006): Underwater sound levels associated with pile driving at the Cape Disappointment boat launch facility, wave barrier project, Washington State Department of Transportation, Seattle, USA. 42 pp.

Lengkeek, W., K. Didden, 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

Lindeboom, H., J. Geurts van Kessel & L. Berkenbosch, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008.

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

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

Reubens J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. Energienieuws 27 juli 2012.

Scheidat M, Verdaat H, Aarts G (2012) Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research* 69:1-7.

STEINHAGEN, U. (2012): Kleiner Blasenschleier, Presentation Conference of „Deutschen Umwelthilfe e. V.“ “Herausforderung Schallschutz beim Bau von Offshore-Windparks”, 25.-26. September, Berlin

THOMSEN, K.E. (2012): Cofferdam-State of the art noise mitigation, Presentation Conference of “Deutsche Umwelthilfe e. V.” “Herausforderung Schallschutz beim Bau von Offshore-Windparks”, 25.-26 September 2012, Berlin.

Thomson 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy.

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 Duin C.F., Jaspers C.J., Kreft M., 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.

Van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn, 154p.

Van Scheppingen Y. & A. Groenewold, 1990. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de zuidelijke Noordzee. De Nederlandse kustzone overzicht 1988-1989. Rijkswaterstaat Directie Noordzee/Dienst getijdenwateren. MILZON-BENTHOS rapport 90-03.

WILKE, F., KLOSKE, K. & BELLMANN, M. (2012): ESRa-Evaluierung von Systemen zur Ramschallminderung an einem Offshore-Testpfahl. Förderkennzeichen 0325307. Technical Report Mai 2012. http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore_Stiftung|ESRa_TechnischerAbschlussbericht.pdf (15.11.2012)

Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zand winning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.

Witbaard R., Lavaleye M.S.S., Duineveld G.C.A., Bergman M.J.N., 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.

ZERBST, S. & RUSTEMEIER, J. (2011): Bericht über Messungen des Hydroschalls im Rahmen der Proberammungen für den zukünftigen Offshore-Windpark Baltic II. ISD-A-04/2011, March 2011, 18 pp.

Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid

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

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen". BSH 2005.

Koldenhof, Y. & C. van der Tak. Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee. MARIN, 19287.630/4, juli 2004.

Van Schaijk, I. Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel. MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014.

Van der Tak, C. Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied Hollandse Kust. MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013.

Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (COLREGs). Londen, 1972.

Hoofdstuk 9 Landschap

H+N+S in opdracht van Agentschap NL, Handreiking waardering landschappelijke effecten van windenergie, 2013

IALA Recommendation O-139 On The Marking of Man-Made Offshore Structures Edition 1 December 2008. Revised: 13/12/2013

International Civil Aviation Organization, International Standards and recommended practices aerodrome design and operations, Annex 14, Vol. 1, Chapter 6, Visual aids for denoting obstacles

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

Vries, S. de, Boer, T.A. de, Goossen, C.M., Wulp, N. Y. van der, m.m.v. Dijkstra, H. (2008). De beleving van grote wateren. De invloed van een aantal man-made elementen onderzocht. WOT rapport 64

<http://windmolensopzee.noordzeeloket.nl/>

Hoofdstuk 10 Overige gebruiksfuncties

Adams AS, Keith DW (2007) Wind energy and climate: Modeling the atmospheric impacts of wind energy turbines. EOS Trans AGU 88:Fall Meeting Suppl.

Baidya Roy S, Pacala SW, Walko RL (2004) Can large wind farms affect local meteorology? J Geophys Res 109:D19101.

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.

Decisio, 2015, MKBA Windenergie binnen de 12-mijlszone. Maatschappelijke afweging van windenergie op zee binnen en buiten de 12-mijlszone.

Emeis, S. (2010), Meteorological Explanation of Wake Clouds at Horns Rev Wind Farm, Institute for Meteorology and Climate Research, Karlsruhe Institute of Technology, DEWI Magazin No. 37

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.

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

Keith DW, et al. (2004) The influence of large-scale wind power on global climate. Proc Natl Acad Sci USA 101:16115–16120.

Kirk-Davidoff DB, Keith DW (2008) On the climate impact of surface roughness anomalies. J Atmos Sci 65:2215–2234.

Koninklijke Marine, Dienst der Hydrografie. Officiële zeekaart voor kust- en binnenwateren, 1801 Noordzeekust De Panne tot Den Helder.

Maria MRV Sta., Jacobson MZ (2009) Investigating the effect of large wind farms on energy in the atmosphere. Energies 2:816–838.

Natuur & Milieu en GFK, 2015. Houding & perceptie van Duitse toeristen t.a.v. windmolens aan de Nederlandse kust

PeriplusArcheomare Desk Study Archeological Assessment Hollandse Kust (Zuid), 29-1-2016

Taal, C., H. Bartelings, R. Beukers, A.J. Klok, W.J. Strietman. Visserij in Cijfers 2010. Landbouw Economisch Instituut. Wageningen UR. Den Haag, 2010.

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

To70, (2017) Helicopter accessibility of oil & gas platforms near the offshore wind farms Hollandse Kust Zuid and Hollandse Kust Noord, The Hague.

Wang C, Prinn RJ (2010) Potential climatic impacts and reliability of very large-scale wind farms. *Atmos Chem Phys* 10:2053–2061.

Wiser R, et al. (2007) Annual Report on US Wind Power Installation, Costs and Performance Trends: 2006 (US Dept of Energy), pp 9–10.

Witte, E. Ursum, K. GfK, 2015, Houding en perceptie van Duitse toeristen ten aanzien van windmolens aan de Nederlandse Kust.

ZKA Consultants & Planners, 2013, Onderzoek effecten Wind op Zee op recreatie en toerisme

Hoofdstuk 11 Elektriciteitsopbrengst

Agentschap NL, Protocol monitoring hernieuwbare energie 2015

Centraal Bureau voor de Statistiek. Hernieuwbare energie in Nederland 2015. Den Haag/Heerlen, 2016.

Chaouki Ghenai (2012). Life Cycle Analysis of Wind Turbine, Sustainable Development - Energy, Engineering and Technologies - Manufacturing and Environment, Prof. Chaouki Ghenai (Ed.), ISBN: 978-953-51-0165-9, InTech, Available from:

<http://www.intechopen.com/books/sustainable-development-energy-engineering-and-technologies-manufacturing-and-environment/life-cycle-analysis-of-wind-turbine>

Das Grüne Emissionshaus, augustus 2003

ECN, Scoping analysis of the potential yield of the Hollandse Kust (zuid)wind farm sites and the influence on the existing wind farms in the proximity, ECN-E—16—021, augustus 2016

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>

<http://www.cbs.nl/nl-NL/menu/themas/industrie-energie/publicaties/artikelen/archief/2015/sterke-groei-aandeel-hernieuwbare-energie.htm>

<http://www.energy.siemens.com/hq/en/renewable-energy/wind-power/epd.htm>

http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/02/OWEZ_R_000_20101112_Operations_2009.pdf

<http://www.prinsesamaliawindpark.eu/nl/windpark.asp>

Hoofdstuk 12 Afweging

-

BIJLAGE 2

Voornemen



2 NADERE OMSCHRIJVING VOORNEMEN

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

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

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

Tabel 2.1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur.

Onderwerp	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	6 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	167 – 251 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	142 – 221 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4x rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2 – 3
Type funderingen (substructures)	Monopile, jacket, tripile, tripod, gravity based structure
Type fundering (foundation)	Paalfunderingen, suction buckets, gravity based structures
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
In geval van heien van fundering: hei-energie gerelateerd aan turbinetype / heipaal	1.000 – 3.000 kJ, afhankelijk van bodemcondities en diameter fundering
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Jacket	4 palen van 1,5 – 3,5 meter
Monopile	1 paal van 6 tot 10 meter
Tripod	3 palen van 2 tot 4 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot maximaal 40 x 40 meter
Suction Bucket	Diameter bucket: n.t.b.
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV

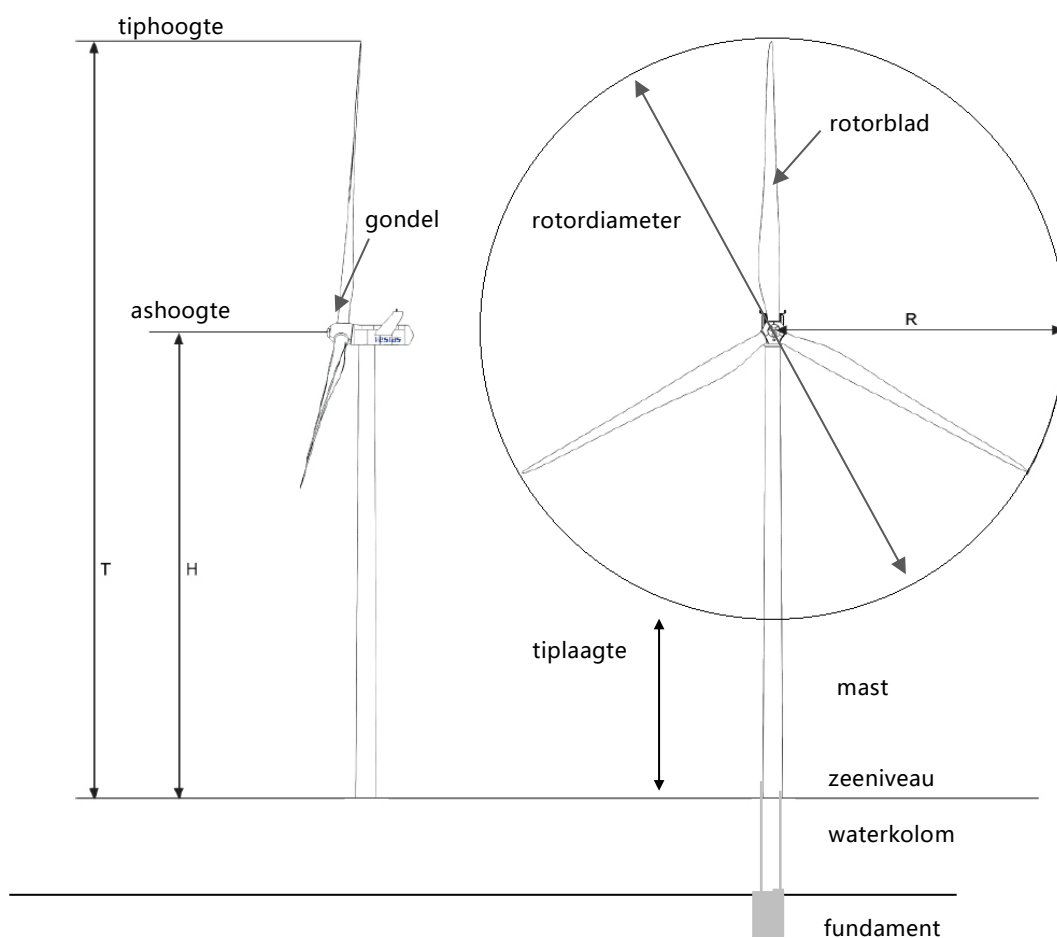
2.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 6 tot en met 10 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 2.1 weergegeven.

Figuur 2.1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011).

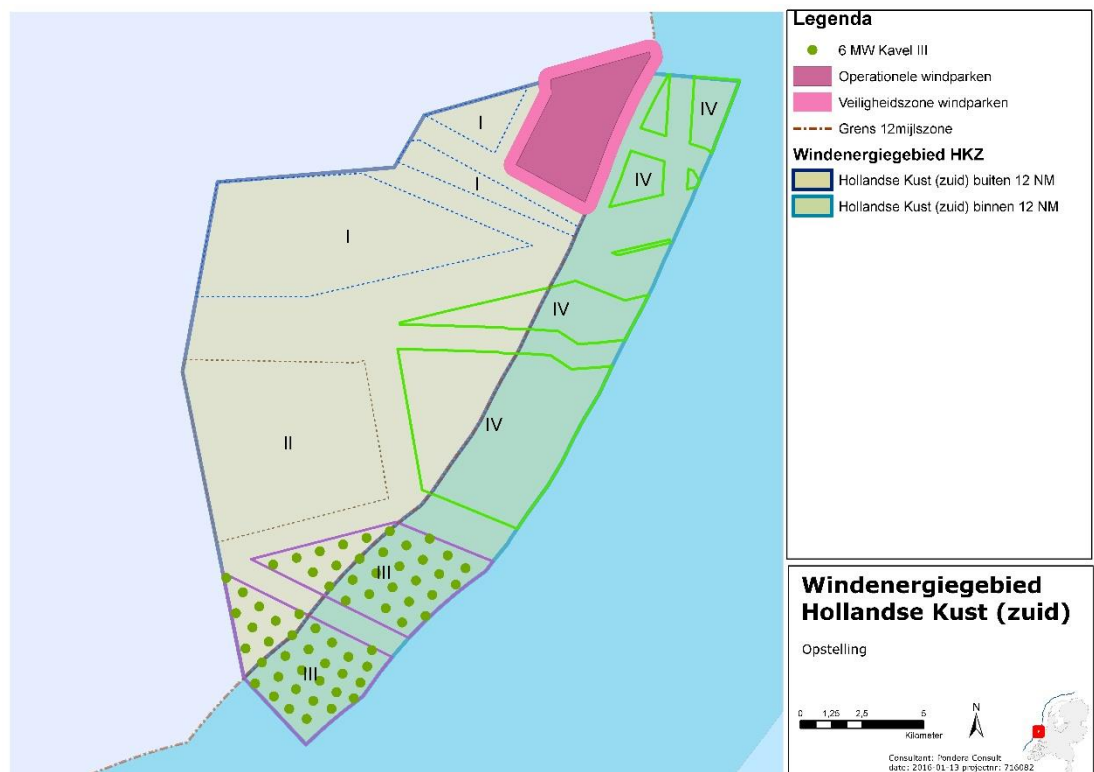


De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

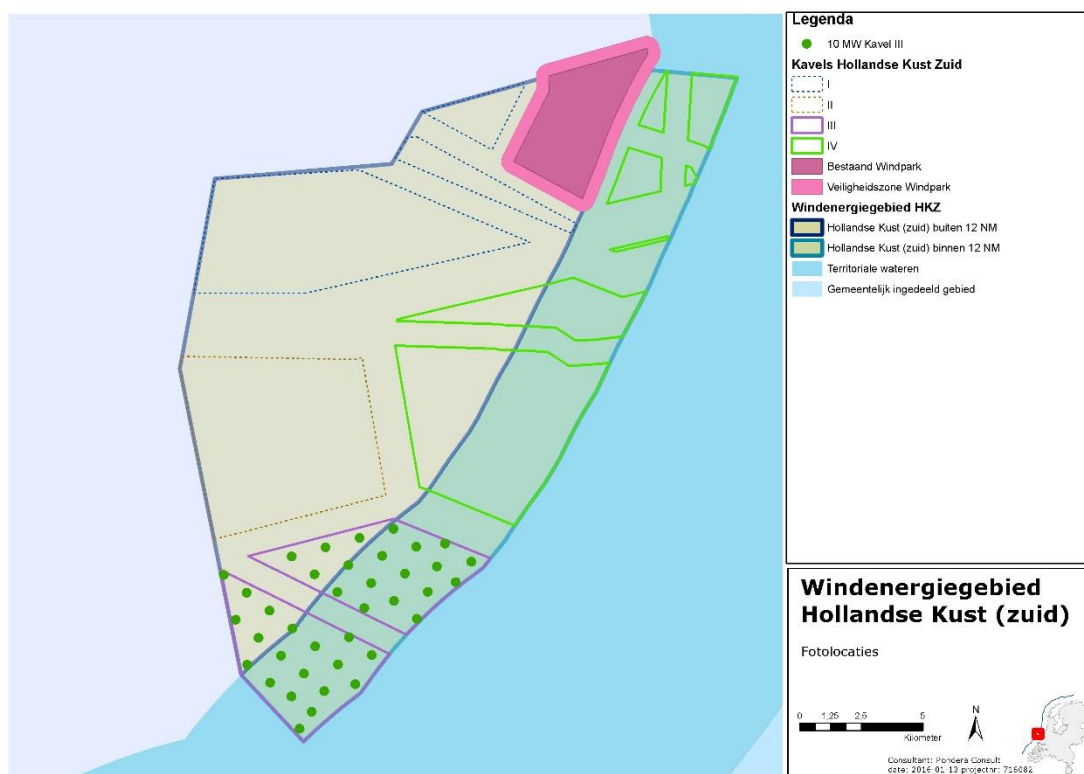
2.2 Turbineopstellingen

Voor een aantal effecthoofdstukken is het relevant om concrete opstellingen van windturbines te bepalen, alvorens de effecten te kunnen beschrijven. Dit geldt bijvoorbeeld voor het hoofdstuk voor scheepvaartveiligheid. Er wordt een opstelling onderscheiden met 63 turbines van 6 MW en een opstelling van 38 turbines van 10 MW. Het uitgangspunt is namelijk 380 MW per kavel en deel je 380 door 6 of 10 MW, dan resulteert dat in een aantal turbines. Ten behoeve van het MER zijn opstellingen bepaald waarbij primair is uitgegaan van een gelijkmatige verdeling van turbines over de kavel. In de volgende figuren zijn de opstellingen weergegeven. Niet-gelijkmatige opstellingen zijn vanwege het negatieve effect op de elektriciteitsopbrengst (windturbines staan dan soms dichtbij elkaar) en belasting op de turbines (windaanbod is minder constant) minder wenselijk en hebben geen grote milieuvoordelen. Derhalve zijn niet-gelijkmatige opstellingen verder niet beschouwd.

Figuur 2.2 Opstelling met 63 turbines van 6 MW.



Figuur 2.3 Opstelling met 38 turbines van 10 MW.

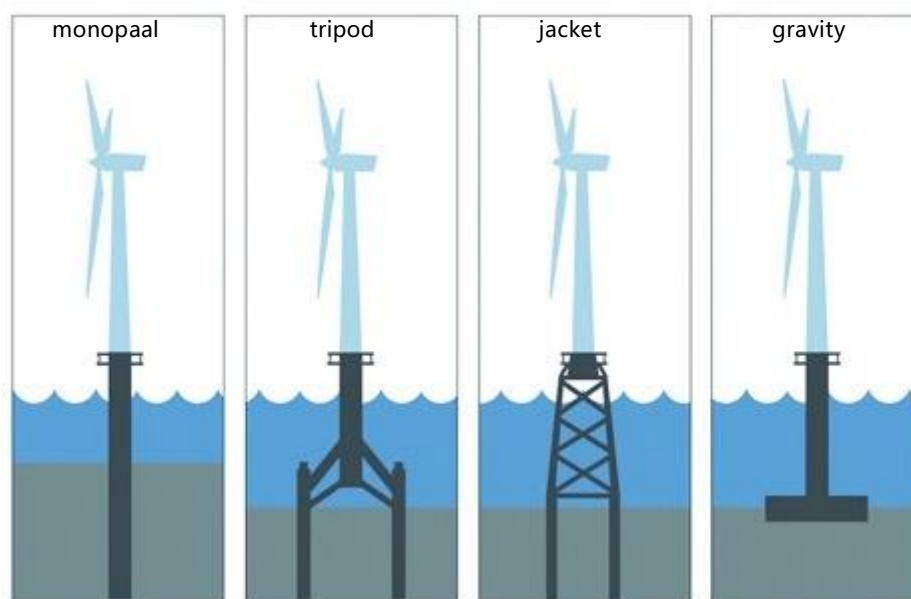


2.3 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 2.4, 2.5 en 2.6):

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

Figuur 2.4 Type funderingen¹. Suction bucket en tripile worden later verbeeld.



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

2.3.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). Het bestaat uit één enkele stalen paal die met een hydraulische hamer in de grond wordt gedreven. 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.

2.3.2 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.

2.3.3 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 <http://www.theengineer.co.uk/in-depth/the-big-story/wind-energy-gets-serial/1012449.article>

2.3.4 Tripile

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

Figuur 2.5 Voorbeeld van een tripile fundatie².



2.3.5 Gravity Based

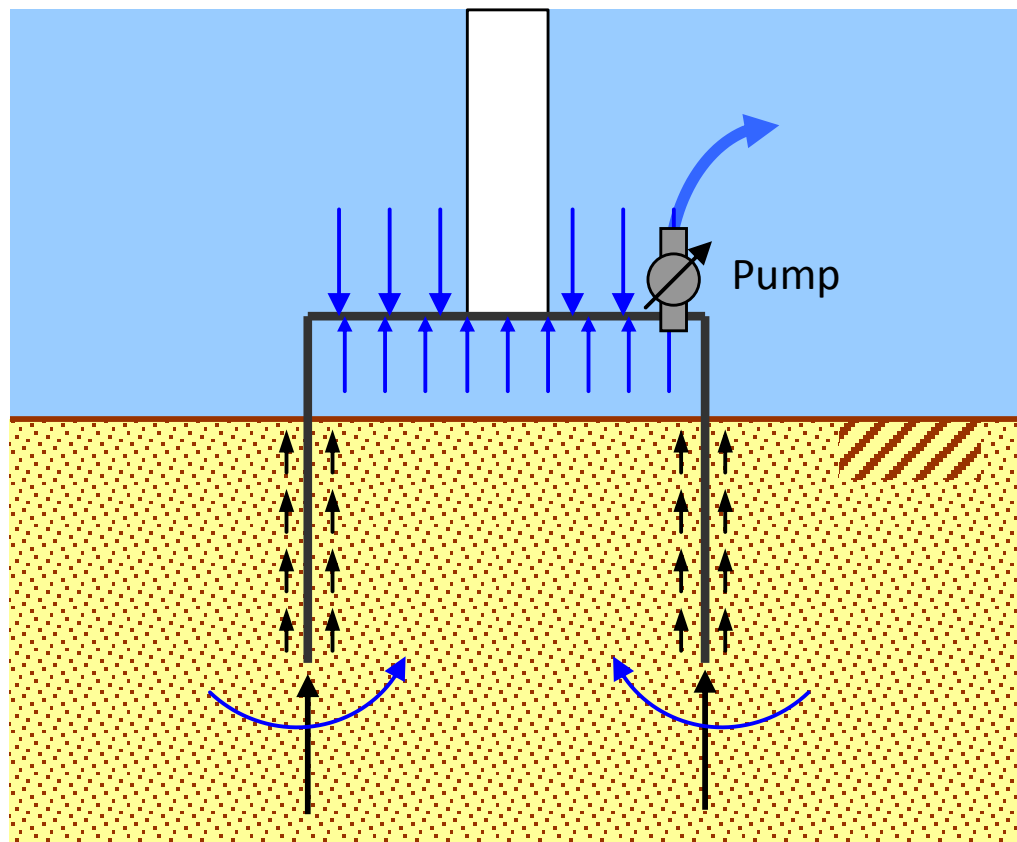
Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, 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.

2.3.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 2.6). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijdert 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 2.6 Suction bucket³.



Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Deze verkeren echter anno 2016 nog in een testfase en zijn geschikt voor diepere wateren en daardoor voor Hollandse Kust (zuid) minder reëel.

2.4 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.

2.4.1 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

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

groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Trillen is een gebruikelijke methode om damwanden te installeren in een stedelijke omgeving.

2.4.2 Heien

Afhankelijk van de bodemcondities en de diameter van de fundering wordt de benodigde energie voor het heien bepaald. Deze ligt tussen maximaal 1.000 tot 3.000 kJ per paal. Deze hei-energie is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid.

2.4.3 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 gegenereerd dan bij heien.

2.4.4 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.

2.5 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.

BIJLAGE 3

COÖRDINATEN KAVEL III HOLLANDSE KUST (ZUID)



De hoekpunten van kavel III in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn weergegeven in de volgende tabel (conform coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31):

Hoekpunten kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	568045,27470	5781615,56970
2	567997,42160	5781569,98800
3	565471,24130	5784279,13800
4	565470,50410	5784279,92860
5	564614,83410	5788549,38490
6	565761,35040	5789096,46620
7	571654,41620	5790608,05850
8	575586,57140	5789003,02170
9	575295,68110	5788618,41860
10	574628,82610	5788129,49120
11	574056,69130	5787679,66200
12	573615,40120	5787301,82000
13	573443,80400	5787154,89480
14	572912,39970	5786661,21330
15	572764,71770	5786510,78640
16	572228,21250	5785964,30970
17	571589,95950	5785242,24080
18	570998,74180	5784499,17170
19	570303,32810	5783529,45960
20	569557,18870	5782954,46800
21	569045,48420	5782532,72490
22	568540,68350	5782087,46420

Coördinaten turbines alternatief met 63 x 6 MW kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	564.771	5.788.336
2	566.669	5.788.877
3	567.618	5.789.147
4	568.567	5.789.418
5	569.515	5.789.689
6	570.464	5.789.960
7	571.413	5.790.231

Coördinaten turbines alternatief met 63 x 6 MW kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
8	565.439	5.787.757
9	568.286	5.788.569
10	569.235	5.788.839
11	570.183	5.789.111
12	571.132	5.789.382
13	572.081	5.789.653
14	573.029	5.789.925
15	565.159	5.786.908
16	566.108	5.787.178
17	568.954	5.787.990
18	569.903	5.788.261
19	570.851	5.788.532
20	571.800	5.788.803
21	572.749	5.789.075
22	565.827	5.786.329
23	566.776	5.786.599
24	567.725	5.786.870
25	569.622	5.787.411
26	570.571	5.787.682
27	571.520	5.787.954
28	572.468	5.788.225
29	573.417	5.788.497
30	565.546	5.785.479
31	566.495	5.785.750
32	567.444	5.786.020
33	568.393	5.786.291
34	571.239	5.787.104
35	572.188	5.787.375
36	573.136	5.787.647
37	566.215	5.784.900
38	567.164	5.785.171
39	568.112	5.785.441
40	569.061	5.785.712
41	571.907	5.786.526
42	572.856	5.786.797
43	565.934	5.784.051
44	566.883	5.784.321
45	567.832	5.784.592
46	568.780	5.784.863

Coördinaten turbines alternatief met 63 x 6 MW kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
47	569.729	5.785.134
48	570.678	5.785.405
49	566.700	5.783.531
50	567.598	5.783.825
51	568.561	5.784.167
52	569.486	5.784.452
53	570.487	5.784.747
54	567.326	5.783.022
55	568.299	5.783.345
56	569.243	5.783.697
57	570.214	5.784.086
58	568.036	5.782.618
59	569.036	5.783.027
60	569.947	5.783.459
61	573.756	5.789.251
62	574.086	5.788.066
63	574.483	5.788.729

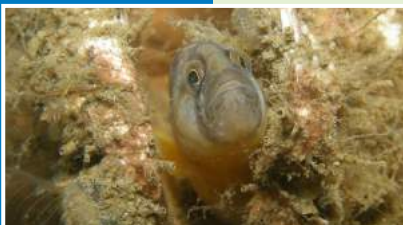
Coördinaten turbines alternatief met 38 x 10 MW kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	564.771	5.788.336
2	567.523	5.789.081
3	568.898	5.789.454
4	570.274	5.789.828
5	571.649	5.790.202
6	565.696	5.787.610
7	568.448	5.788.355
8	569.823	5.788.728
9	571.198	5.789.102
10	572.574	5.789.476
11	565.246	5.786.511
12	566.621	5.786.883
13	569.372	5.787.629
14	570.748	5.788.003
15	572.123	5.788.377
16	566.171	5.785.784
17	567.546	5.786.157
18	571.673	5.787.277

Coördinaten turbines alternatief met 38 x 10 MW kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
19	573.048	5.787.651
20	565.720	5.784.685
21	567.096	5.785.058
22	568.471	5.785.431
23	569.847	5.785.804
24	572.597	5.786.552
25	566.645	5.783.959
26	568.021	5.784.331
27	569.396	5.784.705
28	570.772	5.785.078
29	567.513	5.783.401
30	567.843	5.782.096
31	568.335	5.782.779
32	568.844	5.783.619
33	570.098	5.783.905
34	570.463	5.786.987
35	573.418	5.788.676
36	573.742	5.789.596
37	574.171	5.788.036
38	574.816	5.788.859

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)

Kavel III en IV:

vogels, vleermuizen, vissen en benthos



A. Gyimesi
J.W. de Jong
M. Teunis
M. Boonman
R.C. Fijn



Bureau Waardenburg
Ecologie & landschap

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)

Kavel III en IV: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

dr. A. Gyimesi, ir. J.W. de Jong, M. Teunis MSc, drs. M. Boonman, R.C. Fijn MSc

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	16-211
Projectnummer:	15-656
Datum uitgave:	19 april 2017
Foto's omslag:	Ruben Fijn / Karin Diddersen
Projectleider:	R.C. Fijn, MSc
Naam en adres opdrachtgever:	Pondera Consult Postbus 579, 7550 AN Hengelo (OV)
Referentie opdrachtgever:	telefonische gunning 20 okt 2015
Akkoord voor uitgave:	drs. H.A.M. Prinsen

Paraaf:



Graag citeren als: Gyimesi, A., J.W. de Jong, M. Teunis, M. Boonman & R.C. Fijn 2016. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust. Kavel III en IV: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-211. Bureau Waardenburg, Culemborg.

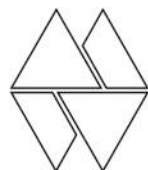
Trefwoorden: Milieu Effect Rapportage, Passende Beoordeling, windenergie op zee, windturbines, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, barrièrewerking, zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen, benthos

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

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaelvoudigd 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 Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2008.



Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10
info@buwa.nl www.buwa.nl

Voorwoord

Voor de stimulering van de ontwikkeling van hernieuwbare energie op zee is op 23 juni 2015 het wetsvoorstel 'Windenergie op Zee' door de Eerste Kamer aangenomen. Hierin is het zogeheten 'kavelbesluit' geïntroduceerd, waarin wordt beschreven dat voortaan milieu effect rapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) zullen worden opgesteld voor zogeheten kavels, waarbinnen vervolgens ontwikkelaars hun initiatieven verder kunnen uitwerken. Het is dus de bedoeling dat binnen deze kavels effecten op o.a. ecologie worden bepaald voor een bandbreedte van verschillende layouts en turbine-types.

Een van de eerste windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is Hollandse Kust. Bureau Waardenburg is door de combinatie van Pondera Consult en Aveco de Bondt 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/Aveco de Bondt kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER Hollandse Kust (zuid). Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos. De bijlages ten behoeve van de Passende Beoordeling en de beoordeling soortenbescherming in het kader van de Wet natuurbescherming zijn niet ingevuld. Deze bijlages zijn los aan Pondera opgeleverd.

Het project is binnen Bureau Waardenburg uitgevoerd door Abel Gyimesi (modellering aanvaringssslachtoffers, rapportage), Ruben Fijn (projectleiding, rapportage), Job de Jong (database werk en GIS berekeningen) Malenthe Teunis en Martijn Boonman (beide rapportage). Hein Prinsen was verantwoordelijk voor de kwaliteitscontrole.

Begeleiding vanuit de opdrachtgever werd verzorgd door Maarten Jaspers Faijer en Sergej van de Bilt (Pondera Consult). Daarnaast worden Thomas Collette, Suzanne Lubbe (Rijkswaterstaat Zee en Delta) en Joost Vermeulen (ministerie van Economische Zaken) bedankt voor hun bijdragen tijdens het schrijfproces.

Inhoud

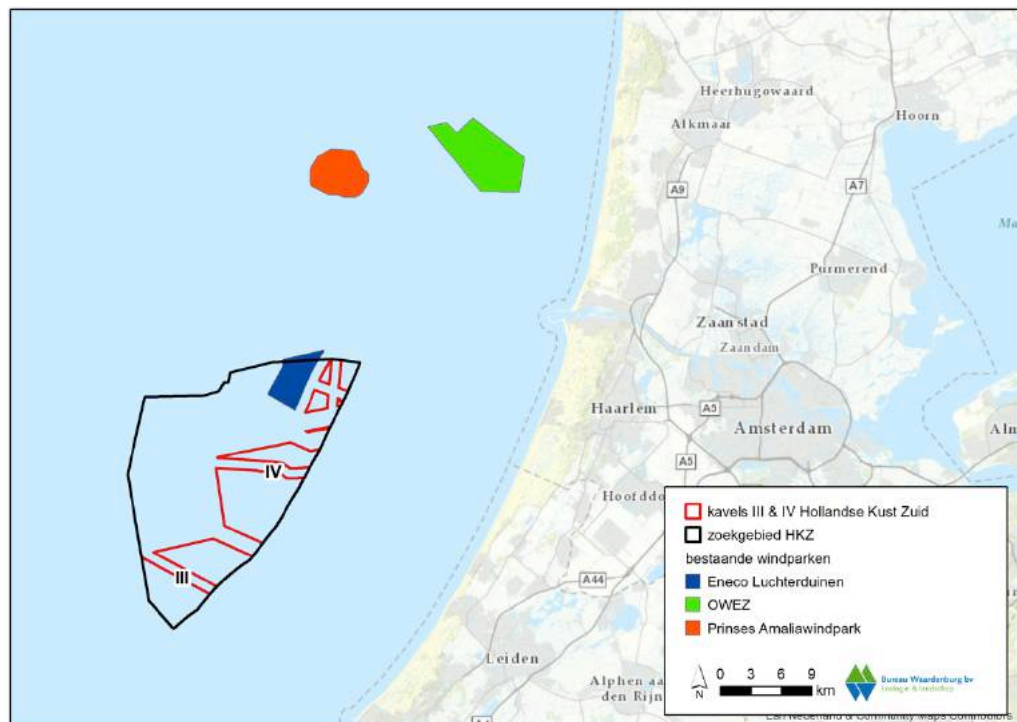
Voorwoord	3
1 Voorgenomen ingreep	7
1.1 Studiegebied.....	7
1.2 Ontwikkeling windenergie.....	8
1.3 Beoordelingskader	8
2 Huidige situatie.....	15
2.1 Inleiding en brongegevens	15
2.2 Vogels	22
2.5 Vleermuizen.....	65
2.6 Vissen	68
2.7 Benthos.....	72
3 Effecten windturbines op natuur	77
3.1 Vogels - Aanvaringen	79
3.2 Vogels – Barrièrewerking.....	81
3.3 Vogels – Habitatverlies	83
3.4 Vogels – Indirecte effecten	89
3.5 Vleermuizen.....	90
3.6 Vissen	93
3.7 Benthos.....	100
4 Effectbepaling en -beoordeling	103
4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering	103
4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – vogelslachtoffers door aanvaringen	105
4.3 Beoordeling gebruiksfase – lokaal verblijvende niet-broedvogels	109
4.4 Beoordeling gebruiksfase – koloniebroedvogels	114
4.5 Beoordeling gebruiksfase – vogels tijdens seizoenstrek.....	119
4.6 Effecten op vleermuizen	121
4.7 Effecten op vissen	124
4.8 Effecten op benthos	126
4.9 Samenvattende effectbeoordeling	128
5 Mitigatie	137
5.1 Constructiefase	137
5.2 Operationele fase.....	137
5.3 Verwijderingsfase	140

6	Cumulatieve effecten	143
6.1	Vogels	145
6.2	Vleermuizen.....	151
6.3	Vissen en benthos.....	152
7	Literatuur.....	153
	Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving	167
	Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee	183
	Bijlage III: Windturbines en vleermuizen	207
	Bijlage IV: Het Extended Band Model	213
	Bijlage V: Aanvaringen met tweebladige turbines.....	219
	Bijlage VI: Gunstige Staat van Instandhouding voor vogels	221

1 Voorgenomen ingreep

1.1 Studiegebied

Het aangewezen windenergiegebied 'Hollandse Kust' ligt in de zuidelijke Noordzee ter hoogte van Noordwijk en Zandvoort, deels binnen de 12-mijlszone van de Nederlandse kust (figuur 1.1). Het totale gebied is 350 km² groot en opgedeeld in vier kavels (zie voor indeling Notitie Reikwijdte en Detailniveau (ministeries van EZ en I&M 2015)). Kavel III vormt de zuidhoek van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (figuur 1.1) en is 46 km² groot. Kavel IV ligt aan de oostkant van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (figuur 1.1) en is 64 km² groot. De kavels liggen ongeveer even ver van de Nederlandse kust: de langste afstand naar de Nederlandse kust is ca. 27 km (westpunt) en de kortste is ca. 18 km (oostpunt). De kavels liggen ca. 150 km van de kust van Engeland.



Figuur 1.1 Locatie van Kavel III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in de zuidelijke Noordzee. Tevens zijn de locaties van bestaande windparken aangegeven.

In de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) liggen de windparken OWEZ (108 MW 36 turbines), Prinses Amalia (120 MW 60 turbines) en het in september 2015 operationeel geworden Luchterduinen (129 MW 43 turbines)(fig. 1.1). Daarnaast liggen op grotere afstand de Engelse parken Greater Gabbard, Thanet, Londen Array I en nog enkele vergunde initiatieven, evenals de in ontwikkeling zijnde kavels in windenergiegebied Borssele.

1.2 Ontwikkeling windenergie

Het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (fig. 1.1) is opgedeeld in vier kavels waarbinnen windparken ontwikkeld kunnen worden tot een maximale capaciteit van 380 MW per kavel. Ontwikkelaars kunnen in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuraties) tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavels worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbintypes. Een windpark gevuld met 6 MW windturbines met een minimale rotordiameter wordt hierbij als de variant met het maximum aantal turbines (maximum variant) beschouwd en een windpark gevuld met 10 MW turbines met een maximale rotordiameter als de variant met het minimum aantal turbines (minimum variant; tabel 1.1). De specificaties van de twee varianten zijn afgesproken tijdens verschillende werksessies van experts van het projectteam van Bureau Waardenburg, Pondera Consult en Rijkswaterstaat Zee en Delta, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de NRD. Volgens recent onderzoek in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015) zijn de kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en de zilvermeeuw de meest kritische soorten bij windparkontwikkelingen op zee. Voor deze soorten kan de variant met 6 MW turbines met een minimale rotordiameter als een worst-case benadering van effecten beschouwd worden en de 10 MW met maximale rotordiameter als 'best case'.

Tabel 1.1 Parameters aangenomen voor de verschillende alternatieven.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tiplaagte (m)	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)	Opp. Kavel III (km ²)	Opp. Kavel IV (km ²)
1	6	63	380	25	96	142	46	64
2	10	38	380	30	140,5	221	46	64

1.3 Beoordelingskader

De beoordeling van effecten is erop gericht om op een gestructureerde manier inzicht te geven in de effecten van de installatie, het gebruik en het verwijderen van windparken volgens de voorgestelde configuraties (exclusief kabeltracé's) in Kavel III en IV. De uitgangspunten voor het beoordelingskader zijn:

- goede aansluiting bij nationaal en internationaal natuurbeleid;
- goede aansluiting bij nationale en internationale wet- en regelgeving;
- eenduidige en herkenbare eenheden, waar mogelijk gekwantificeerd;

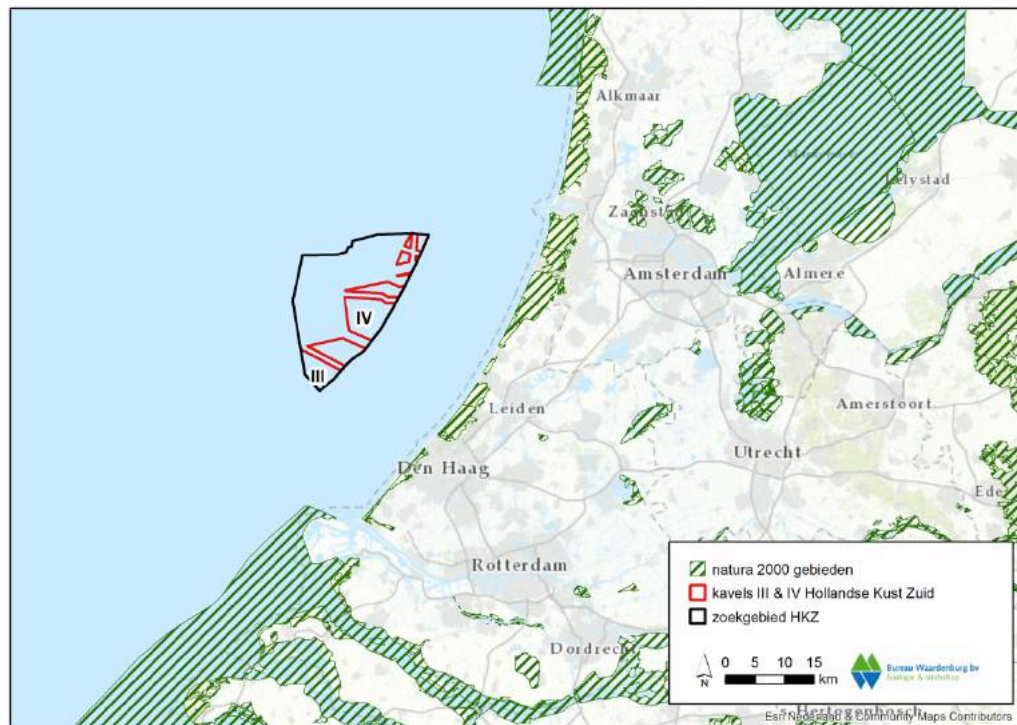
- heldere plaatsing van de effecten van voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

1.3.1 Wet- en regelgeving ten aanzien van natuur en milieu

In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energie-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De basis van deze kaders met betrekking tot natuur vormen de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn en daarmee delen van de Wet natuurbescherming.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de EU-Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. De gebiedsbescherming uit de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn is in Nederland gebaseerd op het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. Vanaf 1 januari 2017 wordt soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), dus ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In dit MER wordt onderzocht of er door de aanleg en/of exploitatie van het windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt buiten de begrenzing van gebieden die deel uitmaken van Natura 2000-gebieden. De dichtstbijzijnde Natura 2000-gebieden liggen op land in Zuid-Holland en in Noord-Holland, bijvoorbeeld Kennmerland-Zuid en Coepelduynen, op circa 25 km afstand. Het dichtstbijzijnde mariene Natura 2000-gebied is de Voordelta, op circa 30 km afstand (fig. 1.2). Diverse andere mariene Natura 2000-gebieden liggen op grotere afstand in de Nederlandse Noordzee. Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereiken om te foerageren. De 'Ramsar Convention' is een verdrag voor de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten. Hieronder valt de bescherming van lange afstand trekvogels die in aanraking komen met windturbines langs de trekroutes. Daarnaast kan ook menig trekvogel waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelen gelden tijdelijk gebruik maken van het plangebied, of het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van 'externe werking (zie Bijlage I), omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het voorgenomen windpark. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.



Figuur 1.2 Ligging van Kavel III en IV van Hollandse Kust (zuid) ten opzichte van Natura 2000-gebieden in de omgeving.

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 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 (2005). Echter in de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De aanleg 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.

De Europese Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) wordt in Nederland geïmplementeerd via de **Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)**. De KRM verplicht de lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 te bereiken en/of te behouden.

Hiervoor is een lijst gemaakt van “quality descriptors” waaraan moet worden voldaan (tabel 1.2).

Table 1.2 De 11 “qualitative descriptors” uit de KRM zoals geformuleerd in Europees verband.

No.	Qualitative descriptors
1	Biological diversity is maintained
2	Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem
3	Populations of all commercially exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting features of a healthy stock
4	All elements of the marine food webs occur at normal abundance and diversity
5	Human-induced eutrophication is minimized
6	Sea-floor integrity is at a level that safeguards a healthy (benthic) ecosystem
7	Permanent alteration of hydrographical conditions does not adversely affect marine ecosystems
8	Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects
9	Contaminants in fish and other seafood do not exceed standards for human consumption
10	Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment
11	Introduction of energy, including underwater noise, is at levels that do not adversely affect the marine environment

Momenteel is er nog geen wetgeving binnen deze kaders. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit gezocht naar een protocol om menselijke ingrepen te beoordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bekend in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen worden bij het beoordelen van menselijke ingrepen op de doelstellingen van KRM zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader ook nog niet specifiek benoemd, maar alleen generiek dat de doelen voor de KRM overeenkomen met de Wnb doelen. Wel is het zo dat een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) geen afbreuk zal mogen doen aan de eisen die worden gesteld in de 11 qualitative descriptors. Een verdere kwantitatieve uitwerking van de KRM doelen komt dan ook tot uiting in de beoordeling ten opzichte van de landelijke Wnb doelen en daarom wordt de KRM ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Nederland heeft sinds 1998 ook het **OSPAR verdrag** (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. De kern hiervan is dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten teneinde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen. Bij de beoordeling van activiteiten wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving wordt dit verdrag ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Wnb en daarom wordt het OSPAR-verdrag ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Voor meer achtergrond informatie ten aanzien van het toegepaste wettelijk kader in onderhavig rapport wordt verwezen naar Bijlage I.

1.3.2 Beoordelingsnormering

Behalve dat windparken effecten op vogels sorteren in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig rapport worden de effecten van diverse windparkalternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Uit hoofdstuk 2 blijkt dat er drie verschillende 'groepen' vogels zijn waarvoor verschillende effecten kunnen optreden. Ook deze groepen worden apart behandeld en omvatten:

- niet-broedende lokale zeevogels;
- broedende (kolonie)vogels;
- vogels op seizoenstrek.

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

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

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het 1% ORNIS criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden (figuur 1.3). Blijft de additionele sterfte veroorzaakt door windturbines van Kavel III en IV bij een bepaalde soort onder deze grens, dan wordt deze soort in de beoordeling verder buiten beschouwing gelaten (figuur 1.3). Overschrijdt de additionele sterfte 1% van de jaarlijkse sterfte (1%-norm), dan kan er eventueel wel sprake zijn van een significant effect en zal er 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 het instandhoudingsdoel zitten, waardoor de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen antwoord geven wat de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie zijn. Indien beschikbaar voor de relevante soorten,

worden in voorliggend rapport uitkomsten van populatiemodellen ook gebruikt bij de onderbouwing van effectbeoordelingen.

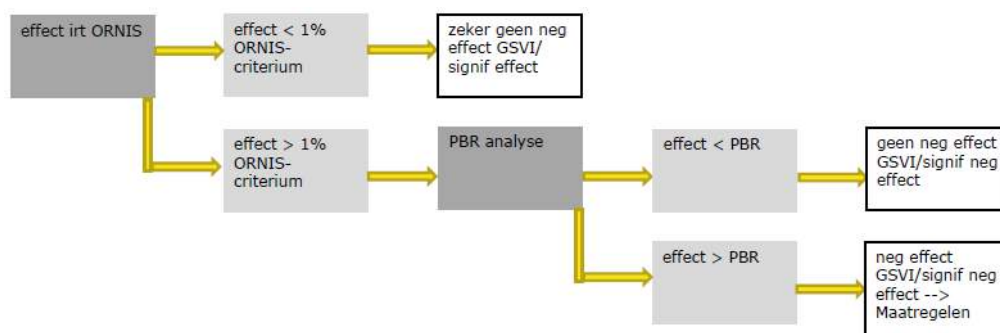
De 1% norm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Potential Biological Removal criterium

De PBR methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Het is daarmee een algemeen toepasbare methode, die toch voldoende zekerheid voor het behouden van actuele populatieniveaus weet te combineren met meer gebruiksruimte voor initiatieven. Voor de soorten waarvoor voldoende informatie over populatieparameters bekend is, heeft het gebruik van de PBR als grenswaarde ook juridisch gezien de voorkeur boven het gebruik van het ORNIS-criterium, dat gebruikt wordt indien wetenschappelijk onderbouwing van een grenswaarde ontbreekt. De redeneerlijn die door de overheid wordt aangehouden in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) 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.

Indien in dit achtergronddocument sprake is van een overschrijding van de 1%-norm (zie boven) bij een bepaalde soort, wordt de PBR-norm als tweede stap gehanteerd om de effecten op biogeografische populaties (in dit geval die van de zuidelijke Noordzee of van de Nederlandse Noordzee) te beoordelen. Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingschaal uit tabel 1.3 gehanteerd.

In figuur 1.3 wordt voor de beoordeling van effecten op populaties een 'stroomschema' doorlopen:



Figuur 1.3 Stroomschema effectbeoordeling Wind op Zee.

Tabel 1.3 Scoringstabel voor effecten.

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

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

2 Huidige situatie

2.1 Inleiding en brongegevens

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 (b.v. Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 2.1.

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 (zie §2.3). Dit 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 (zie §2.4). Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers (zie §2.2). Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de aanleg van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zou kunnen ingrijpen 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. Om hier een overzicht van te geven zijn in §2.2 – 2.4 soort(groep)beschrijvingen opgesteld voor alle vastgestelde soorten in het windenergiegebied.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende ‘vogelgroepen’ (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met ‘**niet-broedvogels**’ worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, echter er zijn **broedvogels** uit Noord- en Zuid-Holland die het plangebied tijdens hun foerageertochten kunnen bereiken. Onder de ‘**trekvogels**’ in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de

Tabel 2.1 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) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.

Soort	Wetenschappelijke naam	Status op het NCP
* roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Algemeen in kustzone (n-br)
* parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	Vrij schaars (n-br)
* ijsduiker	<i>Gavia immer</i>	Schaarse gast (n-br)
* geelsnavelduiker	<i>Gavia adamsii</i>	zeldzaam (n-br)
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schaars in kustzone (n-br)
* kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Vrij schaars in kustzone (n-br)
dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
roodhalsfuut	<i>Podiceps grisegena</i>	Schaars in kustzone (n-br)
noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>	Talrijk op open zee (n-br)
* kuhls pijlstormvogel	<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	Zeldzame doortrekker (migr)
grote pijlstormvogel	<i>Puffinus gravis</i>	Dwaalgast
* gon-gon/freira	<i>Pterodroma madeira/feae</i>	Dwaalgast
* bulwers stormvogel	<i>Bulweria bulwerii</i>	Dwaalgast
noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grauwe pijlstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* vale pijlstormvogel	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
* kleine pijlstormvogel	<i>Puffinus assimilis</i>	Dwaalgast
* bont stormvogeltje	<i>Pelagodroma marina</i>	Dwaalgast
* stormvogeltje	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
* vaal stormvogeltje	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
jan-van-gent	<i>Morus bassanus</i>	Talrijk op open zee (n-br & migr)
aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
kuifaalscholver	<i>Phalacrocorax aristoteles</i>	Schaarse wintergast (n-br)
eider	<i>Somateria mollissima</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br & n-br)
koningseider	<i>Somateria spectabilis</i>	Dwaalgast
* stellers eidereend	<i>Polysticta stelleri</i>	Dwaalgast
zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
grote zee-eend	<i>Melanitta fusca</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
bril zee-eend	<i>Melanitta perspicillata</i>	Dwaalgast
ijseend	<i>Clangula hyemalis</i>	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
harlekijneend	<i>Histrionicus histrionicus</i>	Dwaalgast
brilduiker	<i>Bucephala clangula</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
middelste zaagbek	<i>Mergus serrator</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
rosse franjepoot	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grauwe franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	Vrij schaarse gast (n-br & migr)
middelste jager	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Algemene doortrekker (migr)

Vervolg tabel 2.1

kleinste jager	<i>Stercorarius longicauda</i>	Schaarse doortrekker (migr)
kokmeeuw	<i>Larus ridibundus</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
stormmeeuw	<i>Larus canus</i>	Talrijk (br & n-br)
* zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>	Schaars in kustzone (br & n-br)
zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	Talrijk (br & n-br)
* audouins meeuw	<i>Larus audouinii</i>	Dwaalgast
pontische meeuw	<i>Larus cachinnans</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
geelpootmeeuw	<i>Larus michahellis</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus graellsii</i>	Talrijk (br & migr)
* baltische kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus fuscus</i>	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	Talrijk (br & n-br)
* dwergmeeuw	<i>Larus minutus</i>	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	Talrijk (n-br)
vorkstaartmeeuw	<i>Larus sabini</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote burgemeester	<i>Larus hyperboreus</i>	Schaarse wintergast (n-br)
kleine burgemeester	<i>Larus glaucooides</i>	Zeldzaam (n-br)
* lachstern	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* reuzenster	<i>Hydroprogne caspia</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grote stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dougalls stern	<i>Sterna dougallii</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* visdief	<i>Sterna hirundo</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
kleine alk	<i>Alle alle</i>	Schaarse wintergast (n-br)
papegaaiduiker	<i>Fratercula arctica</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zwarte zeekoet	<i>Cephus grylle</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zeekoet	<i>Uria aalge</i>	Talrijk (n-br)
kortbekzeekoet	<i>Uria lomvia</i>	Dwaalgast (n-br)
alk	<i>Alca torda</i>	Talrijk (n-br)

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het NCP voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan enkelingen ook wel eens op zee worden gezien (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 stuwings langs het land optreedt van deze trekvogels en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan dus voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) de groepen voorkomt.

Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee inclusief windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie en aanvullende studies (Rijkswaterstaat 2016).

In het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) wordt de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren geteld (b.v. Arts 2013). Daarnaast zijn diverse Europese tellingen samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). De MWTL tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig, terwijl de ESAS data merendeel gebaseerd is op scheepstellingen langs vaste transecten. Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Imares Wageningen UR (zie tabel 2.5a en b). Deze gegevens zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen.

Tijdens voorgenoemde tellingen van zeevogels in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn in totaal 18 soorten vastgesteld (tabel 2.2), 1 soortgroep (duikers) en 1 samengestelde soortgroep (visdief/noordse stern). Van deze soorten zijn eiders en duikers uitsluitend in het gebied van Kavel IV waargenomen. Ter vergelijking, in windenergiegebied Borssele zijn tijdens dezelfde tellingen 29 soorten en 1 soortgroep vastgesteld (Fijn *et al.* 2015), 11 soorten meer dan in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Soorten als fuut, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, zwarte zee-eend, grote zee-eend, kleine jager, dwergstern en papegaaiduiker, die in windenergiegebied Borssele waargenomen zijn, ontbreken in de tellingen van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Op basis van historische gegevens is echter wel te verwachten dat deze soorten (incidenteel) in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) aanwezig zijn (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma *et al.* 2001). Verder zijn de dichtheden van de meeste soorten lager in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) dan in Borssele (zie §2.2.1).

Tabel 2.2 Vastgestelde soorten tijdens MWTL vliegtuigtellingen en ESAS scheepstellingen in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

<i>duikers</i>	dwergmeeuw	grote stern
noordse stormvogel	kokmeeuw	<i>visdief/noordse stern</i>
grauwe pijlstormvogel	stormmeeuw	zeekoet
jan-van-gent	kleine mantelmeeuw	alk
aalscholver	zilvermeeuw	kleine alk
eider	grote mantelmeeuw	
grote jager	drieteenmeeuw	

Op basis van de MWTL en ESAS tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In de huidige studie zijn alle dichtheden expliciet voor de kavels berekend zoals die zijn weergegeven in figuur 1.1 en voor Kavel III en IV van Hollandse Kust (zuid) zoals ze op dit moment bekend zijn (zie figuur 2.1). Deze dichtheden zijn gebruikt om de aantallen aanvaringssslachtoffers te

berekenen met het Band-model (Band 2012). Dit is momenteel het meest gebruikte model voor berekeningen van aanvaringslachtoffers bij windparken op zee (Masden & Cook 2016). Voor dit model zijn dichtheden van grote mantelmeeuwen, kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen conform de 2^{de} iteratie van de KEC studie gebruikt. Dat wil zeggen op basis van MWTL data van grote meeuwsoorten, gecorrigeerd voor grote dichtheden achter viskotters (Van der Wal *et al.* 2015). Voor jan-van-gent, drieteenmeeuw en stormmeeuw zijn dichtheden gebruikt conform de 1^{ste} iteratie van de KEC studie. Dat wil zeggen op basis van MWTL en ESAS data gecorrigeerd voor grote dichtheden achter viskotters (Leopold *et al.* 2015). Voor alle andere soorten zijn ongecorrigeerde MWTL/ESAS gegevens gebruikt (cf. Rijkswaterstaat 2015). Normaliter wordt er voor slachtofferberekeningen gekozen om uitsluitend de vliegende vogels te gebruiken, echter door een aantal afspraken binnen de ESAS methodologie worden tijdens deze telmethode de aantallen vliegende vogels onderschat. Daarom is er voor gekozen om uit te gaan van de totale dichtheid (zittende en vliegende) vogels per vierkante kilometer en deze te vermenigvuldigen met een correctiefactor. Deze factor is de fractie van het totale tijdsbudget waarvan de vogel in de lucht is zoals werd bepaald door Bradbury *et al.* (2013). Deze benadering is in lijn met de methodiek zoals gehanteerd door Rijkswaterstaat (2015). De totale aantallen aanvaringslachtoffers zijn berekend voor soortspecifieke waarden voor macro-avoidance (uitwijking). Deze uitwijkings-getallen komen uit de review van Maclean *et al.* (2009) en ook deze methodologie is conform Rijkswaterstaat (2015).

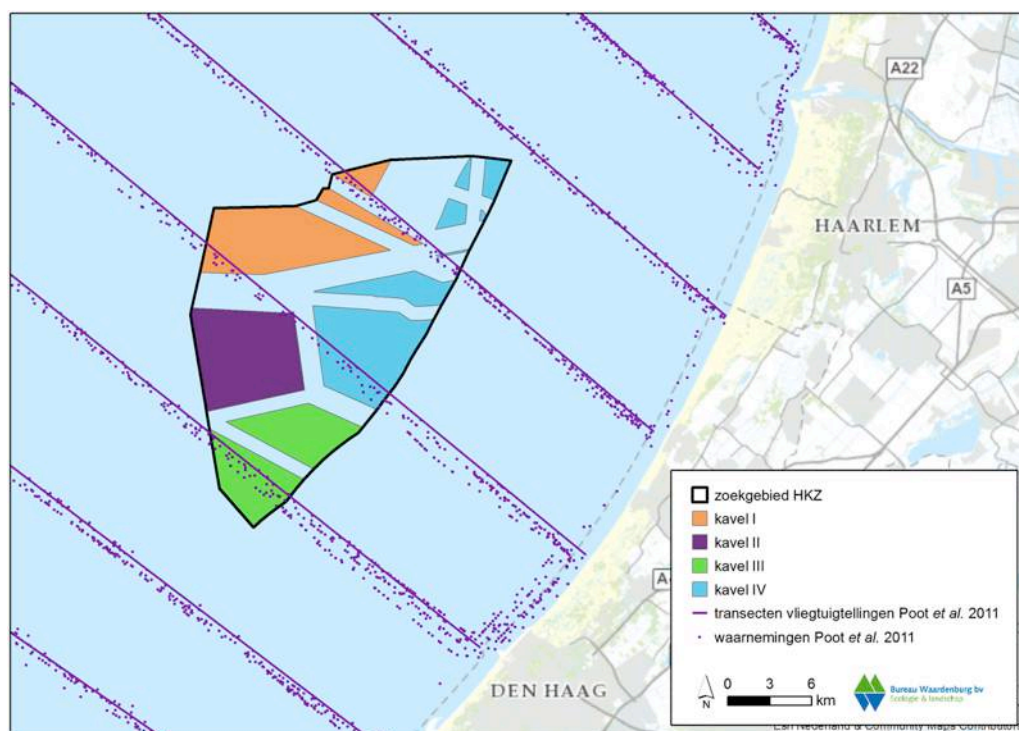
De tweede bron die in dit MER wordt gebruikt, zijn negen vliegtuigtellingen op zee die in 2010-2011 zijn uitgevoerd en ook het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) doorkruisten (Poot *et al.* 2011). Op basis van deze tellingen konden dichtheden van vogelsoorten worden bepaald voor het totale studiegebied. Daarnaast leverden deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee (Poot *et al.* 2013a). Voor de exacte ligging van de transecten tijdens deze tellingen wordt verwezen naar figuur 2.1. Tijdens deze vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) werden in totaal 12 soorten vastgesteld en 1 soortgroep (duikers; tabel 2.3). Op basis van deze tellingen zijn geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten (Poot *et al.* 2011), echter door de geringe spreiding in ruimte en tijd, en de lage aantallen is het niet mogelijk om realistische dichtheden voor alle soorten te bepalen. De waarden die wel zijn berekend, zijn in §2.2 – 2.4 per soort(groep) gepresenteerd.

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

detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predikaat 'scheeps-geassocieerd' meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.

Tabel 2.3 Vastgestelde soorten tijdens vliegtuigtellingen in 2010/2011 in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (Poot et al. 2011).

roodkeelduiker	stormmeeuw	grote stern
<i>duikers</i>	kleine mantelmeeuw	alk
jan-van-gent	grote mantelmeeuw	zeekoet
dwergmeeuw	zilvermeeuw	
kokmeeuw	drieteenmeeuw	



Figuur 2.1 Ligging van transecten van vliegtuigtellingen (paarse lijnen) waarop vogeltellingen zijn gedaan in 2010 en 2011 in en om windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (Poot et al. 2011).

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd in bestaande windparken in de nabijheid. Zo ligt windpark Luchterduinen, dat in 2015 operationeel is geworden, direct grenzend aan windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (zie figuur 1.1). In en om windpark Luchterduinen heen (dus ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)) zijn in de winter van 2013/14 drie tellingen uitgevoerd voor aanvang van de bouw van het windpark (Skov et al. 2015b). De waargenomen 14 soorten en 1 soortgroep in windpark Luchterduinen en in gebieden op zee eromheen zijn in tabel 2.4 weergegeven. Vervolgens zijn in de winter van 2014/15 hier twee tellingen uitgevoerd tijdens de bouw van het windpark (Skov et al.

2015a). In dit rapport is geen onderscheid gemaakt in de soorten waargenomen in windpark Luchterduinen en eromheen. Naast deze tellingen van windpark Luchterduinen zijn ook oudere gegevens beschikbaar van OWEZ en PAWP (Krijgsveld *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2013) die ook relatief dichtbij liggen (figuur 1.1). Alle eerder genoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Bovendien vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Daarom worden op basis van deze tellingen de aantallen (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) onderschat. Met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen. Daarom is specifiek voor trekkende zangvogels, ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers en roofvogels ook gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* 2015). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Op basis van enkele aannames en de percentages van soortgroepen zijn hiervoor worst-case aantallen aanvaringssslachtoffers voor een windpark in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) berekend.

Tabel 2.4 Vastgestelde soorten tijdens scheepstellingen in de winter van 2013/2014 (T0) in het windenergiegebied Luchterduinen en in gebieden op zee eromheen, buiten de 20 m dieptelijn (Skov et al. 2015b).

Soorten	Luchterduinen T0	gebieden op zee rondom
duikers	-	+
fuut	+	+
noordse stormvogel	-	+
jan-van-gent	+	+
aalscholver	-	+
zwarte zee-eend	-	+
dwergmeeuw	+	+
kokmeeuw	-	+
stormmeeuw	-	+
kleine mantelmeeuw	+	+
zilvermeeuw	+	+
grote mantelmeeuw	+	+
drieteenmeeuw	+	+
alk	+	+
zeekoet	+	+

Verder wordt een overzicht gegeven van de bestaande kennis van het voorkomen, de herkomst en het gedrag (bijvoorbeeld seizoenstrek) van vleermuizen boven het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Op basis van deze gegevens is een inschatting gedaan van de effecten op de populaties van deze soortgroep. In vergelijking met vogels is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen. Het European Topic Centre on Biological Diversity geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. Verder zijn de gegevens over vleermuizen van de KEC studie (Rijkswaterstaat 2015) ook in voorliggend rapport verwerkt. Hier

zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd. Oorsprong van deze vleermuizen boven zee is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015).

De totale populatiegroottes liggen in werkelijkheid hoger dan gepresenteerd in de desbetreffende tabellen. Dit komt voornamelijk omdat data van (grote) niet-Europese landen, zoals Rusland en Wit-Rusland, ontbreken. Vooral Rusland herbergt een groot deel van de Europese populaties van trekkende vleermuizen die in Nederland en omgeving in de trekperiode aangetroffen worden. Bovendien ontbreken populatieschattingen ook voor een aantal EU landen, zoals voor Denemarken, Duitsland en Estland, of zijn deze gebaseerd op '*expert judgement*' (Rijkswaterstaat 2015). Ondanks het ontbreken van exacte gegevens, is wel bekend dat in Estland grote aantallen ruige dwergvleermuizen leven, net zoals dat in Duitsland geldt voor rosse vleermuizen. Data op een kleinere schaal dan land-niveau zijn niet voorhanden.

Als laatste wordt een overzicht gepresenteerd van het voorkomen van vissen en benthos organismen op basis van bestaande monitoringsprogramma's in de nabijheid van het plangebied.

2.2 Vogels

2.2.1 Lokaal verblijvende vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verblijven diverse soorten vogels die daar buiten het broedseizoen in meer of mindere mate permanent verblijven. Sommige soorten overwinteren vanaf het najaar in het gebied en keren in het vroege voorjaar weer terug naar hun (meestal noordelijker gelegen) broedgebieden. Andere soorten maken maar enkele dagen tot meerdere weken gebruik van het gebied. Op basis van de gegevens uit verschillende scheeps- en vliegtuigtellingen in en nabij het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden hieronder de diverse soorten of soortgroepen besproken (Krijgsveld *et al.* 2011; Poot *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2013) aangevuld met de NCP-vogelatlassen van Baptist & Wolf (1993) en Camphuysen & Leopold (1994) en enkele recentere rapporten op soortniveau (Berrevoets & Arts 2001, 2002, 2003, Arts 2013). Verder worden de meest recente gegevens, verzameld in het kader van de monitoring voor windpark Luchterduinen, gepresenteerd (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b). Deze zijn gebaseerd op drie tellingen voor de bouw van het windpark in de winter van 2013/14 en twee tellingen in de constructiefase in de winter van 2014/15.

Deze paragraaf wordt afgesloten met een tabel waarin de maandelijks getelde dichtheden worden weergegeven voor de verschillende soorten en soortgroepen en de verschillende bronnen: in tabel 2.5a en 2.5b de MWTL/ESAS vliegtuig- en schepstellingen voor respectievelijk Kavel III en IV. Hieruit blijkt dat, vergeleken met Kavel I en II (Gyimesi *et al.* 2016b), de gemiddelde dichtheden in Kavel III en IV, die dichterbij de kust liggen, in het algemeen niet hoger zijn. Duidelijk lagere dichtheden

van grote meeuwsoorten komen in het meest zuidelijk gelegen Kavel III voor, terwijl bij kleine meeuwsoorten de dichtheden in Kavels III en IV gemiddeld hoger zijn dan in de verder van de kust gelegen Kavels I en II.

In tabel 2.6 zijn de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011) weergegeven. In dit rapport wordt verder aangenomen dat de dichtheden gepresenteerd in de rapporten over windpark Luchterduinen (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b), ook representatief zijn voor de dichtheden in het aangrenzende windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

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 voorjaars trek (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 voorjaars trek kan deze verspreiding iets breder zijn (Leopold *et al.* 2004). Het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt dermate ver op zee dat het hoofdzakelijk buiten het reguliere winterspreidingsgebied van de duikers valt. Aanvullend onderzoek naar de verspreiding van duikers in de Voordelta (Poot *et al.* 2006) onderschrijft dat duikers soms verder op zee kunnen voorkomen met name in de trektijd. Scheepstellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) laten zien dat duikers windparkgebieden mogelijk vermijden (Skov *et al.* 2015b). Tijdens deze tellingen zijn roodkeelduikers en parelduikers waargenomen. Andere duikersoorten kwamen in het gebied niet voor. De maximale maandelijkse dichtheid van duikers in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) was 0,18 vogels per km² tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden. De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van 0,03 duikers/km² in Kavel III en IV zien. Ondanks dat deze dichtheid een meervoud is van wat in Kavels I en II geteld is (Gyimesi *et al.* 2016b), is het nog steeds laag te noemen. Ook in een gebied 3 km rondom OWEZ is een lage gemiddelde dichtheid van <0,005 duikers/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ is de hoogste gemiddelde dichtheid van duikers in januari bereikt met ca. 0,6 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013).

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, voor de andere soorten ligt dit percentage veel lager (Poot *et al.* 2012, Leopold *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Scheepstellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) laten zien dat er heel weinig futen in het gebied voorkomen (Skov *et al.* 2015b). Ook de langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een lage dichtheid van van futen zien. In Kavel III komen futen niet voor en in Kavel IV is de dichtheid 0,07

futen/km². Daardoor zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar komt voornamelijk in de noordelijke helft voor. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden zijn omvangrijke invasies gezien in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht invliegen. Scheepstellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) laten zien dat er heel weinig noordse stormvogels in het gebied voorkomen (Skov *et al.* 2015b). De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van 0,02 noordse stormvogels/km² in Kavel III en IV zien. Ook in een gebied 3 km rondom OWEZ is een lage gemiddelde dichtheid van <0,005 noordse stormvogels/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ was de hoogste gemiddelde dichtheid aan noordse stormvogels in april bereikt met ca. 0,025 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013).

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties vallen van geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Vale pijlstormvogels worden jaarlijks vanaf de kust langsvliegend gezien, maar nooit in grote aantallen en waarnemingen op zee zijn uitermate schaars. De aantallen kuhls- pijlstormvogels en grote pijlstormvogels zijn nog lager en deze soorten worden minder dan jaarlijks waargenomen vanaf de kust. Dit laatste geldt ook voor de beide stormvogeltjes die jaarlijks door de Nederlandse kustzone trekken (stormvogeltje en vaal stormvogeltje). Alle andere soorten komen alleen als dwaalgast in Nederlandse wateren voor. In de database van de langjarige MWTL/ESAS tellingen komt uitsluitend de grauwe pijlstormvogel in Kavel IV in zeer lage dichtheden voor (0,003 vogels/km²), andere stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes niet. Tijdens de boottellingen in een gebied 3 km rondom OWEZ zijn pijlstormvogels waargenomen, maar in zeer lage aantallen (Leopold *et al.* 2011). Daardoor zijn ze geen van alle relevante soorten voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

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 het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) als regulier verspreidingsgebied heeft. De maximale maandelijkse dichtheid van jan-van-genten in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) was 0,5 vogels/km² tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden. De

langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een in het winterhalfjaar een gemiddelde dichtheid van $<0,1$ jan-van-genten/ km^2 in Kavel III en Kavel IV zien, vergelijkbaar met die in Kavel I en II. Tellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) laten zien dat jan-van-genten windparkgebieden vermijden (Leopold *et al.* 2013; Skov *et al.* 2015b). In een gebied 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ is een gemiddelde dichtheid van $0,03$ jan-van-genten/ km^2 bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ werd de hoogste gemiddelde dichtheid van jan-van-genten in januari bereikt met ca. $0,3$ vogels/ km^2 (Leopold *et al.* 2013).

Aalscholvers

De aalscholver krijgt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Op zee maken ze het gehele jaar door gebruik van structuren op zee, zoals (gas)platforms en windparken op zee zoals het PAWP en OWEZ om hun veren te drogen tijdens het foerageren. Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze minder vaak waargenomen. Zo zijn ze tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) niet waargenomen. Ook tijdens de langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een zeer lage gemiddelde dichtheid van $<0,001$ aalscholvers/ km^2 in Kavel III zien en een lage $0,2$ aalscholvers/ km^2 in Kavel IV zien.

Tellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) laten zien dat aalscholvers aangetrokken worden door windparkgebieden (Leopold *et al.* 2013; Skov *et al.* 2015b). In een gebied 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ is een gemiddelde dichtheid van $0,09$ aalscholvers/ km^2 bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ is de hoogste gemiddelde dichtheid van aalscholvers in oktober bereikt met ca. $0,5$ vogels/ km^2 (Leopold *et al.* 2013). In de broedperiode waren de dichtheden lager (Leopold *et al.* 2013). Vanwege de periode van het jaar en de afstand tot de kust betreft dit waarschijnlijk overwegend niet-broedvogels. Omdat het PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik is genomen kan een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ook gekoloniseerd worden door niet-broedvogels.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan vaak gebruik van platforms op zee. Ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is deze soort in lage dichtheden te verwachten. Zo is tijdens OWEZ tellingen een gemiddelde dichtheid van $<0,005$ vogels/ km^2 bepaald (Krijgsveld *et al.* 2011). Tijdens MWTL/ESAS tellingen werden geen kuifaalscholvers gezien in het gebied.

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en eenden hebben de zee als habitat en overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eenden en de eider overwinteren met een ordegrootte van honderdduizend vogels op het

NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Deze omstandigheden doen zich niet voor in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). 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 scheepstellingen nabij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn geen zee-eenden in het gebied waargenomen (Skov *et al.* 2015b). Ook zijn tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) geen zee-eenden hier gezien. Tijdens de MWTL/ESAS tellingen zijn eiders in een lage dichtheid in Kavel III (0,09 vogels/ km²) en Kavel IV (0,03 vogels/ km²) gezien. Zwarte zee-eenden zijn niet waargenomen in Kavel III en in een lage dichtheid van <0,001 vogels / km² in Kavel IV. Grote zee-eenden zijn in beide kavels niet gezien.

Ondanks dat windenergiegebied Hollandse Kust geen functie als foerageergebied heeft voor zee-eenden, ligt het gebied relatief dichtbij de kustzone waar deze vogels voorkomen. Echter, zee-eenden hebben geen binding met bepaalde open zeegebieden in de buurt van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) waardoor ze kavels III en IV uitsluitend tijdens hun vluchten tussen verschillende foerageergebieden zouden doorkruisen. Vliegbewegingen van zee-eendensoorten in het windenergiegebied zullen dus vooral vogels op doortrek betreffen. Het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt ruim 30 km van de begrenzing van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en ruim 25 km van het Natura 2000-gebied Voordelta. Deze Natura 2000-gebieden zijn met een foerageerfunctie voor meerdere zee-eendensoorten aangewezen. Gezien de afstand tot deze Natura 2000-gebieden zullen geen dagelijkse vluchten van en naar deze gebieden door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) plaats vinden en zal de foerageerfunctie van deze gebieden niet aangetast worden. Zelfs als zee-eenden in een rechte lijnvlucht uitwisseling tussen deze twee Natura 2000-gebieden vertonen, hoeven de vogels niet door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) te vliegen. Bovendien vliegen zee-eenden altijd ver onder de tiplaagte (Krijgsveld *et al.* 2011). Zodoende kunnen bij zee-eenden vanuit deze Natura 2000-gebieden geen sprake zijn van verstoring, barrièrewerking of meer dan incidentele aanvaringen met windturbines van Hollandse Kust (zuid).

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook IJslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede "trekroute" die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun verspreidings-patroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee waarbij het waarschijnlijk is dat deze soorten door het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) trekken. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden

broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels kunnen op hun route te maken krijgen met een eventueel windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De huidige beschikbare tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien. Zo zijn tijdens panoramascans in een gebied 3 km rondom OWEZ zowel grote, middelste en kleine jagers waargenomen, maar in zeer lage aantallen, en slechts voor grote jager kon een gemiddelde dichtheid van $<0,005$ vogels/km² worden bepaald (Krijgsveld *et al.* 2011). In de database van de langjarige MWTL/ESAS tellingen komen in kavels III en IV van Hollandse Kust (zuid) geen van de jagersoorten voor.

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ze komen ook altijd en overal op zee voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor de locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn de 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 slaappleats. Rustende meeuwen kunnen op ieder verlaten strand of duinmeer gaan zitten, inclusief de locaties waar zich in de zomer kolonies bevinden. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele soorten meeuwen.

Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, dus dit zijn echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone. In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 1,8; 1,0 en 0,2 vogels/km² in Kavel III en 4,3; 1,2 en 0,2 vogels/km² in Kavel IV. Daarmee heeft Kavel III (de zuidelijkste kavel) de laagste dichtheid aan grote meeuwen en Kavel IV een van de hoogste. De maximale maandelijkse dichtheid van grote meeuwen op basis van geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen bedroeg 6,1 vogels per km² (Poot *et al.* 2011). Vanwege het verbod op visserij in windparken op zee kan de dichtheid aan meeuwen binnen windparken lager uitvallen dan in gebieden eromheen (Leopold *et al.* 2011; Skov *et al.* 2015a). Zo zijn in windpark OWEZ, inclusief een zone van 3 km eromheen, gemiddelde dichtheden van 0,1, 0,1 en 0,05 vogels/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast voor respectievelijk kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ is de hoogste gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuwen ca. 2,5 vogels/km² bereikt in april, ca. 2 zilvermeeuwen/km² bereikt in november en ca. 1,4 grote mantelmeeuwen/km² bereikt in september (Leopold *et al.* 2013).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de dominante kleine meeuwensoort in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Van de kleinere soorten meeuwen zitten de meeste kok-, storm- en dwergmeeuwen in de kustzone. Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter) en het plangebied ligt buiten hun kerngebied. Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. Jaarlijks trekt een zeer groot deel van de gehele populatie over het Nederlandse deel van de Noordzee. Deze trek kan tamelijk ver op zee plaatsvinden, tot op de hoogte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012), en is in het najaar voornamelijk van noordoost naar zuidwest en in het voorjaar de andere kant op (Camphuysen 2009). Tijdens de scheepstellingen zijn nabij het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) drieteenmeeuwen, kokmeeuwen, stormmeeuwen en dwergmeeuwen vastgesteld (Skov *et al.* 2015b). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van deze soorten respectievelijk 1,5; 0,09; 1,5 en 0,3 vogels/km² in Kavel III en 1,1; 0,05; 1,0 en 0,8 vogels/km² in Kavel IV. Daarmee herbergen de gebieden van Kavels III en IV die dichterbij de kust liggen beduidend meer kleine meeuwen dan de westelijker gelegen Kavels I en II. Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) zijn alleen beschikbaar voor drieteenmeeuwen en dwergmeeuwen. De maximale maandelijkse dichtheid van deze soorten bedroeg respectievelijk 0,33 en 3,6 vogels per km² in het windenergiegebied.

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust, vooral ten oosten van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De aantallen kunnen groot zijn: tienduizenden visdieven, noordse sterns en grote sterns en ook grote aantallen zwarte sterns die ten (noord)oosten van Nederland broeden. Grote sterns komen tijdens de voorjaarstrek en in de nazomer in lage dichtheden voor in het gebied (Poot *et al.* 2011). Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de NW Europese metapopulatie. Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en zwarte sterns uit Oost-Europa trekken ook ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of kunnen hier na het broedseizoen enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in hun voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Tijdens de scheepstellingen zijn nabij het windenergiegebied geen visdieven, noordse sterns, grote sterns en zwarte sterns vastgesteld (Skov *et al.* 2015b). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen komen zwarte sterns in geen van de kavels voor, en visdieven en noordse sterns in Kavel III niet voor. Volgens deze tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de grote stern 0,3 vogels/km² in Kavel III en 0,1 vogels/km² in Kavel IV en van de soortgroep visdief/noordse stern de gemiddelde dichtheid 0,02 vogels/km² in Kavel IV. De maximale maandelijkse dichtheid bedroeg 2,1 vogels per km² in Kavels III en IV op basis van geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011).

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen op zee op het NCP regulier 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. De papegaaiduiker en de 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). De zeekoet is rondom windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) de meest talrijke soort (Skov *et al.* 2015b). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken soorten respectievelijk 3,2 en 0,8 vogels/km² in Kavel III en 2,0 en 0,4 vogels/km² in Kavel IV. Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) zijn alleen beschikbaar voor de alk en voor de soortgroep (alk/zeekoet) samen. De maximale maandelijkse dichtheid van deze soorten bedroeg respectievelijk 1,14 en 1,75 vogels per km² in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Tellingen in bestaande windparken lieten zien dat alkachtigen windparkgebieden vermijden (Leopold *et al.* 2013). Zo is in een gebied 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ een gemiddelde dichtheid van <0,005 vogels/km² bepaald voor deze soorten tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011).

Tabel 2.5a Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in Kavel III (a) en Kavel IV (b) van Hollandse Kust (zuid) op basis van tweemaandelijks tellingen vanuit vliegtuigen (MWTL) en schepen (ESAS). Dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL tellingen voor kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw (cf. van der Wal *et al.* 2015), jan-van-gent, noordse stormvogel, drieteenmeeuw en stormmeeuw (cf. Leopold *et al.* 2015) en ESAS en MWTL tellingen voor de andere soorten (cf. Rijkswaterstaat 2015).

Soort/soortgroep	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0	0	0	0	0	0
alk	0,2	0,1	0	0	3,4	0,9
drieteenmeeuw	0,5	0,5	0	0	0,2	7,8
<i>duikers</i>	0	0,1	0	0,1	0	0
dwergmeeuw	0,1	0,7	0	0	0,3	0,5
eider	0	0	0	0	0	0,6
fuut	0	0	0	0	0	0
grauwe pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0
grote mantelmeeuw	0,1	0,2	0	0	0,3	0,6
grote stern	0	1,5	0	0,1	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0,3
kleine alk	0	0	0	0	0	0,1
kleine mantelmeeuw	0,2	2,8	5,8	2,1	0	0
kokmeeuw	0,3	0	0	0	0,1	0,1
kuifaalscholver	0	0	0	0	0	0
noordse pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0,1	0	0
papegaaiduiker	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0,2	0	0	0	0,5	8,0
stormvogeltje	0	0	0	0	0	0
visdief/noordse stern	0	0	0	0	0	0
zeekoet	1,0	0,8	0	0	10	7,7
zilvermeeuw	0,8	0,6	0,3	0,2	0,1	4,0
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0

Tabel 2.5b Zie boven

Soort/soortgroep	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0	0,1	1,3	0	0	0
alk	0,4	0,3	0	0	1,1	0,4
drieteenmeeuw	0,4	0,5	0	0	0,2	5,6
<i>duikers</i>	0	0,1	0	0,1	0	0
dwergmeeuw	0,9	3,1	0	0	0,5	0,4
eider	0	0	0	0	0	0,2
fuut	0,3	0	0	0	0	0,1
grouwe pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0
grote mantelmeeuw	0,2	0	0	0	1,0	0,2
grote stern	0,1	0,6	0,1	0,1	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0,1	0,3
kleine alk	0	0	0	0	0	0
kleine mantelmeeuw	0,7	7,3	14,8	3,0	0,2	0
kokmeeuw	0,1	0	0	0	0,1	0,1
kuifaalscholver	0	0	0	0	0	0
noordse pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0,1	0	0
papegaaiduiker	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0,4	0,6	0	0	0,7	4,4
stormvogeltje	0	0	0	0	0	0
visdief/noordse stern	0	0	0	0	0	0
zeekoet	1,6	1,1	0	0,1	1,8	7,5
zilvermeeuw	0,7	1,9	0,4	0,7	2,9	0,7
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0

Tabel 2.6 Gemiddelde dichtheden in Hollandse Kust (zuid) op basis van geïnterpoleerde gegevens van vogels geteld vanuit vliegtuigen (Poot et al. 2011).

Soort/soortgroep	2010						2011		
	5	7	8	9	10	11	1	2	4
<i>duikers</i>						0,16	0,18	0,18	
jan-van-gent		0,50	0,25	0,16	0,08	0,16		0,08	
dwergmeeuw						0,15		0,42	3,06
drieteenmeeuw			0,00	0,03	0,33	0,19	0,13	0,16	
<i>grote meeuwen</i>	2,74	6,07	0,87	0,90	1,30	0,99	1,02	2,34	5,00
grote stern	0,10	0,08	0,67						2,12
alk						0,41	1,14	0,09	
<i>alkachtigen</i>		0,00	0,01	-0,01	0,43	0,68	1,75	0,45	0,24

2.2.2 Kolonievogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Broedvogels van de Nederlandse kusten die *tijdens foerageervluchten* hun voedsel op zee verzamelen zijn aalscholvers, diverse soorten meeuwen (grote & kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw en kokmeeuw) en verschillende soorten sterns (dwergstern, noordse stern, visdief en grote stern). In het buitenland broeden daarnaast een aantal soorten die (zeer) lange foerageertochten maken en daarmee in Nederlandse wateren kunnen

voorkomen zoals jan-van-gent, noordse stormvogel, drieteenmeeuw, alk en zeekoet. Ook de eider broedt aan de Nederlandse kust en foerageert op de Noordzee, echter deze soort maakt geen foerageervluchten en is daarom niet behandeld in deze paragraaf. In tabel 2.8 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare informatie over foerageerrange per soort die vervolgens in meer detail wordt uitgewerkt in het resterende deel van deze paragraaf.

Jan-van-gent

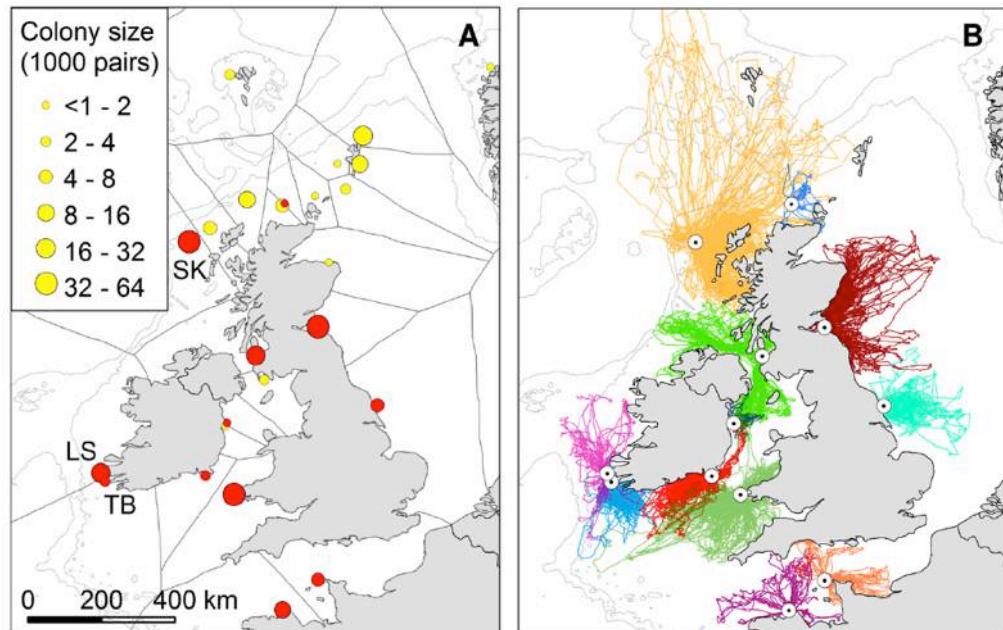
De dichtsbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic - Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a en 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrie-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 2.2).

*Tabel 2.8 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Thaxter *et al.* (2012a), Lascelles *et al.* (2012), en diverse directe bronnen (zie tekst).*

soort	Gemiddelde afstand tot kolonie	Gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	Maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	93	229	590
aalscholver	5	28	35
noordse stormvogel	48	400	800
drieteenmeeuw	25	66	200
kokmeeuw*	11	26	40
stormmeeuw*^	25	50	50
kleine mantelmeeuw	80	141	181
zilvermeeuw^	11	61	92
grote mantelmeeuw*	80	141	181
dwergstern	2	6	11
noordse stern	7	24	30
visdief	5	15	30
grote stern	12	49	54
zeekoet	38	84	200
alk	24	49	95

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

^ Vogels uit Nederlandse kolonies veel meer kustgebonden verspreiding.



Figuur 2.2 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Let op dat de kolonie op Helgoland niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield *et al.* (2013).

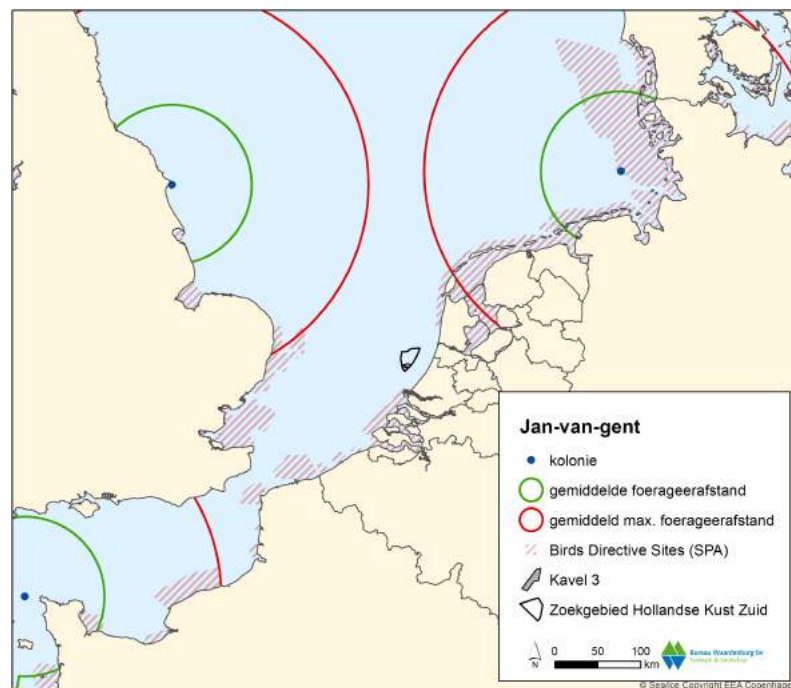
Tijdens een foerageertocht kunnen jan-van-genten zeer lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energie-zuinige vliegwijze en lange tripduur. Wel is het zo dat de maximale afstand tot de kolonie daarmee niet automatisch ook erg groot is. Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer *et al.* (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door Lascelles *et al.* (2012) voor Bempton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) and Hermaness (92 km met een maximum van 190 km; Garthe *et al.* 1999).

In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichterbij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40

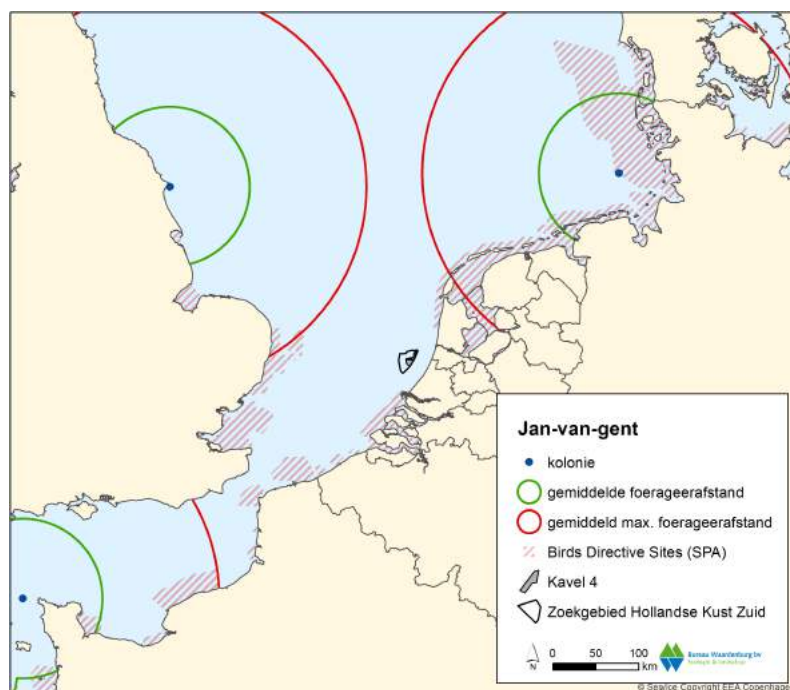
– 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange $63,6 \pm 8,9$ km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

Naast deze nieuwe gegevens over de foerageerrange is het ook zo dat de foerageerafstand van jan-van-genten evenredig is met de grootte van een kolonie (Lewis *et al.* 2001). Aangezien zowel Bempton Cliffs (2.552 paar) als Helgoland (222 paar) relatief kleine kolonies zijn worden ook geen grote foerageerafstanden verwacht voor deze vogels en zullen tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering vormen. Op basis van deze theorie is dus ook te verwachten dat de foerageerrange van de vogels uit de kolonie op Helgoland nog lager zal zijn dan die van Bempton Cliffs door de kleinere koloniegrootte.

Naar aanleiding van een review van verschillende GPS studies wordt momenteel een gemiddelde maximum foerageerafstand van 229 km (95% van de vogels binnen deze afstand) aangehouden en een gemiddelde foerageerafstand van 93 km van de kolonie (Thaxter *et al.* 2012a). Dit zijn waarden die werden gemeten in de kolonie van Bempton Cliffs. Uitgezet op een kaart (fig. 2.3a en b) blijkt dat windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) daarmee buiten bereik van de kolonie van Bempton Cliffs (~350 km), Helgoland (~320 km), Alderney (~520 km) en Rouzic (~600 km). Aanvaringslachtoffers van jan-van-genten worden daarom **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.3a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).



Figuur 2.3b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Aalscholvers

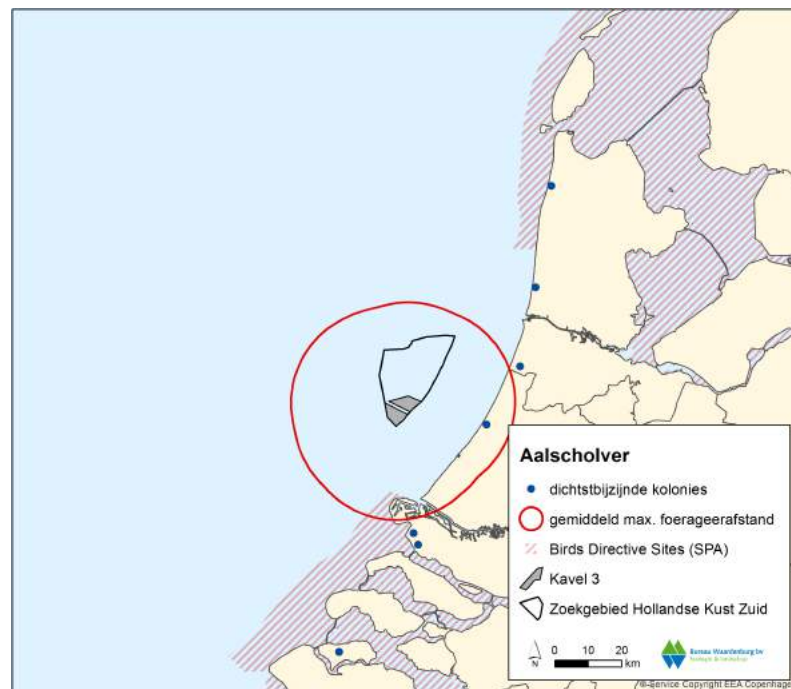
De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat op zee structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op zee verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen zoals platforms en ook windturbines op zee. Uit recent onderzoek blijkt dat in OWEZ en PAWP aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2013), echter in welke mate dit broedende vogels zijn uit Noord-Hollandse kolonies is onbekend.

Op basis van meerdere studies naar de foerageerrange van aalscholvers kan worden samengevat dat deze gemiddeld zo'n 5 km (max 35 km) en een gemiddeld maximum van 25 km heeft (Thaxter *et al.* 2012a). In Nederland zijn echter veel grotere foerageerafstanden bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholvers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b).

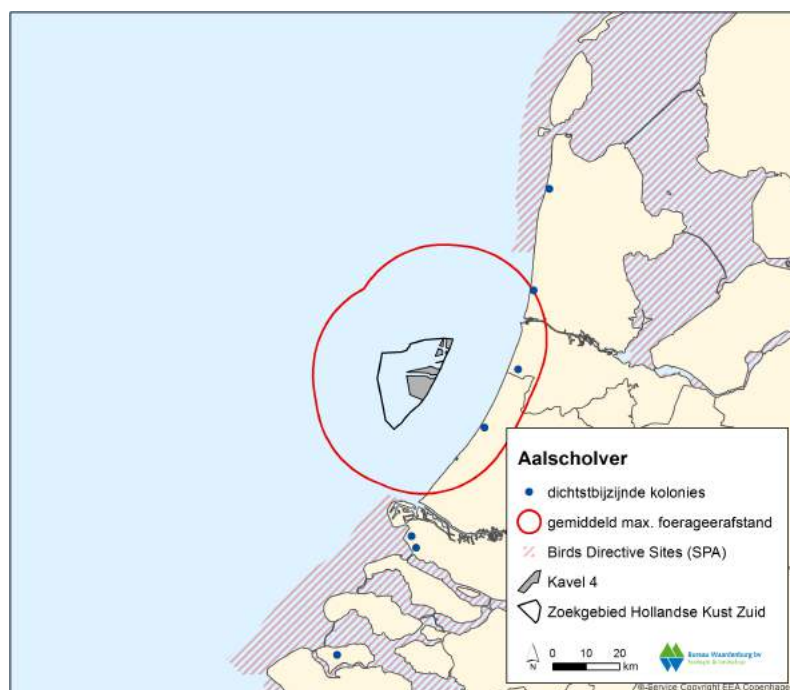
Recent onderzoek met GPS-loggers in een kolonie in de Voordelta heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van de broedkolonie aangetoond voor aalscholvers (Fijn *et al.* 2014b). Op basis van deze afstand kunnen broedende

aalscholvers van kolonies in Noord-Holland en Zuid-Holland in principe in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) foerageren (fig. 2.4a en b). Tijdens ESAS sloopstellingen en MWTL vliegtuigtellingen is een lage gemiddelde dichtheid van aalscholvers waargenomen in Kavel IV en een zeer lage gemiddelde dichtheid in Kavel III. Van deze vogels is het onbekend of dit broedende exemplaren waren, maar gezien de hoogste dichtheden laat in het broedseizoen voorkomen, zijn dit waarschijnlijk tot voor een groot deel jonge, niet-broedende vogels. Bovendien zijn tijdens vliegtuigtellingen in 2010/2011 (Poot *et al.* 2011) geen aalscholvers in het gebied gezien.

Na constructie van de windturbines kan deze situatie echter wezenlijk veranderen, zoals dit in OWEZ, PAWP en Luchterduinen ook al gebeurd is (Leopold *et al.* 2011; Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b). Het is echter onbekend in welke mate aalscholvers in deze bestaande windparken broedende vogels zijn. Bovendien zijn de kolonies waarvan vogels Kavel III en IV van Hollandse Kust (zuid) in theorie kunnen bereiken niet gelegen in gebieden die aangewezen zijn voor aalscholvers onder de Wet natuurbescherming. Zodoende hebben deze kolonies geen bijzondere beschermde status. Aanvaringslachtoffers van aalscholvers worden daarom **niet** behandeld in dit MER.



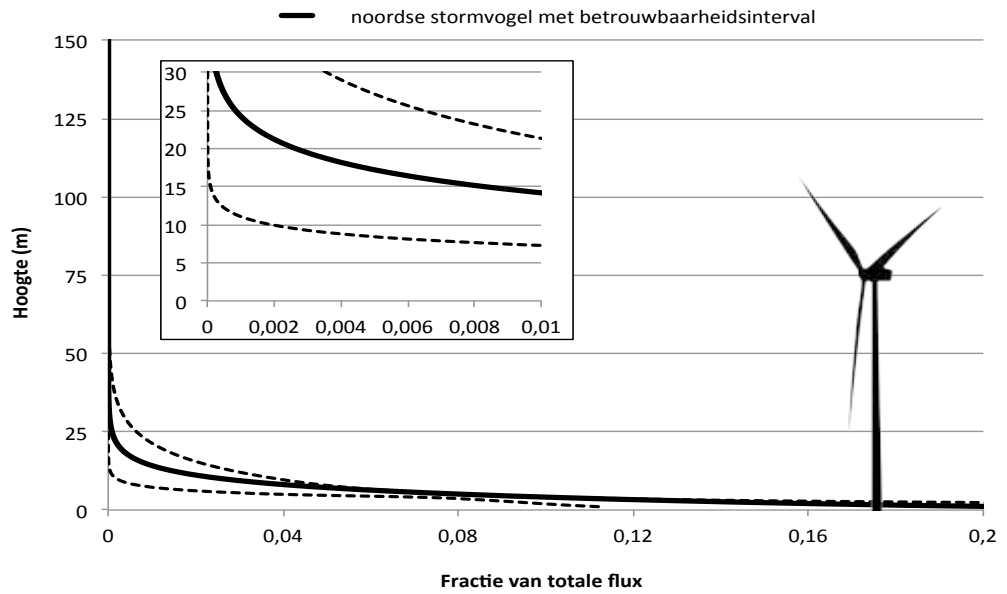
Figuur 2.4a Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het bereik van één van de kolonies, maar deze ligt buiten Natura 2000-gebieden.



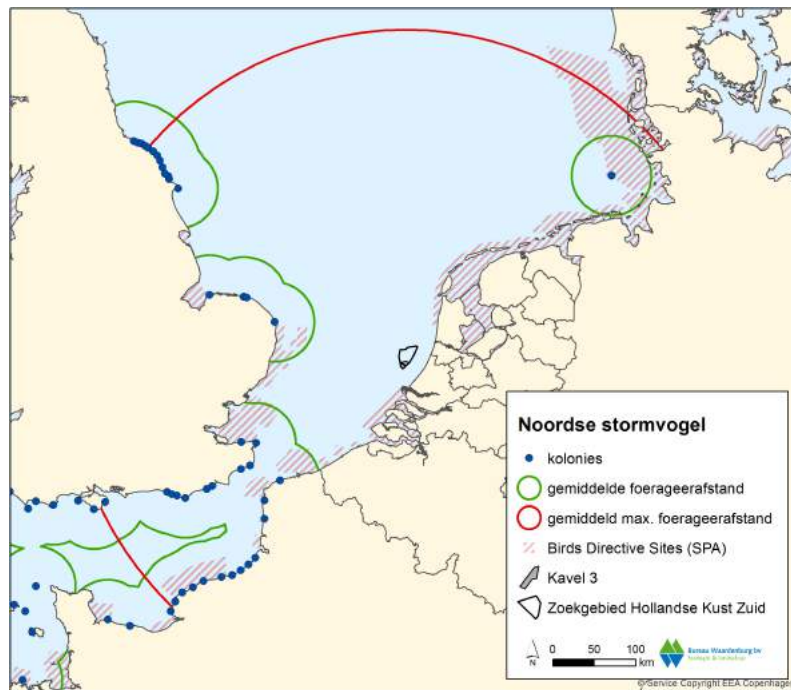
Figuur 2.4b Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt binnen het bereik van meerdere kolonies, maar deze liggen buiten Natura 2000-gebieden.

Noordse stormvogel

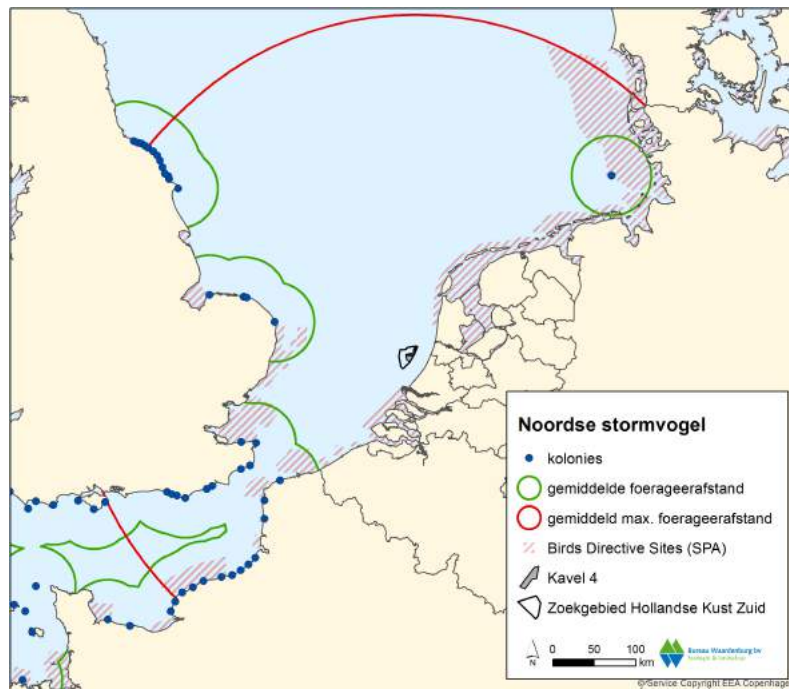
De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken worden als bron gebruikt voor deze afstanden. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Over het algemeen worden voor noordse stormvogels foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 48 km, met een gemiddeld maximum van 400 km (maximaal 664 km) (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen noordse stormvogels uit de kolonies in Noord-Frankrijk en de zuid- en oostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004, Kerbiriou *et al.* 2012) het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereiken tijdens foerageervluchten in het broedseizoen (figuur 2.5a en b). Noordse stormvogels vliegen bijna uitsluitend vlak boven het wateroppervlak (Johnston *et al.* 2014). De fractie die op rotorhoogte vliegt is maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 2.6). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringsslachtoffers in kolonies noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.6 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).



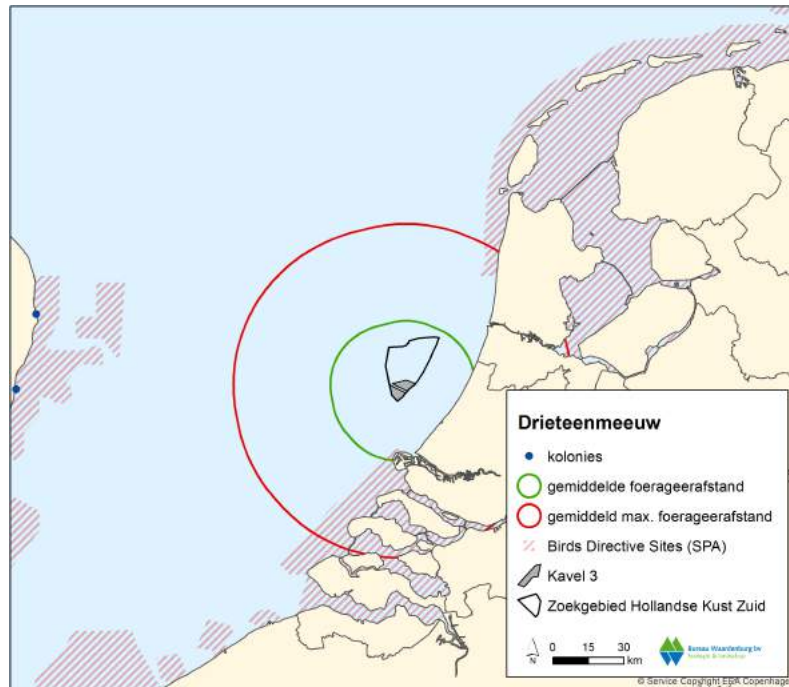
Figuur 2.5a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).



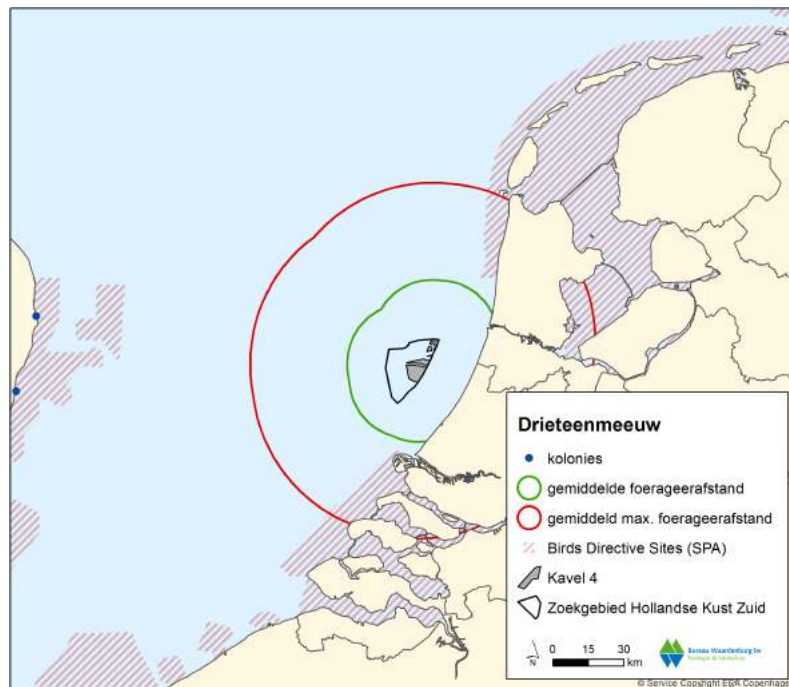
Figuur 2.5b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Kotzerka *et al.* 2010). Over het algemeen worden voor drieteenmeeuwen foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 25 km (max 200 km), met een gemiddeld maximum van 66 km (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen drieteenmeeuwen uit de meest nabije kolonies (aan de zuidoostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004)) het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) niet bereiken (fig. 2.7a en b), en zijn reguliere vliegbewegingen van broedvogels door het gebied niet te verwachten. Aanvaringslachtoffers in kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



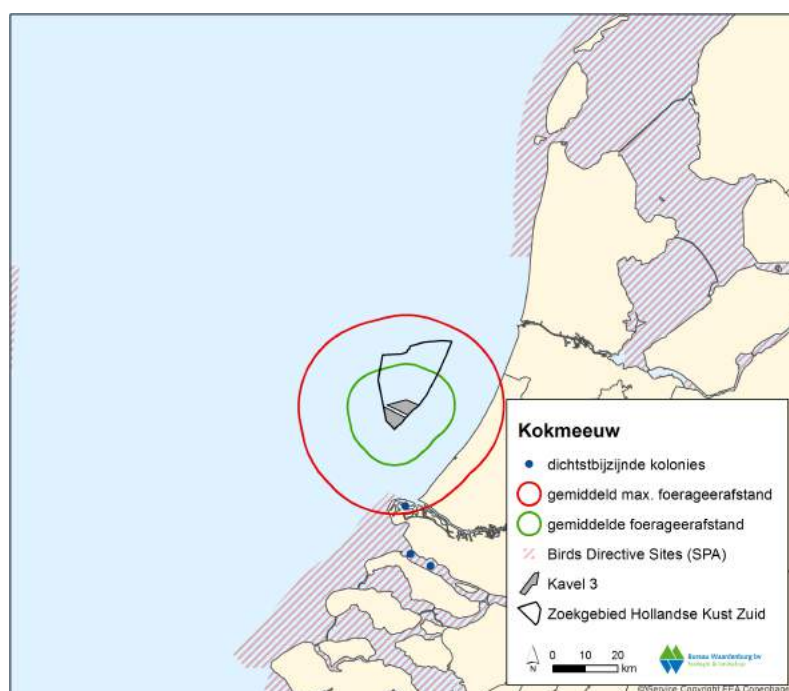
Figuur 2.7a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Hollandse Kust (zuid) A (zuid) ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.



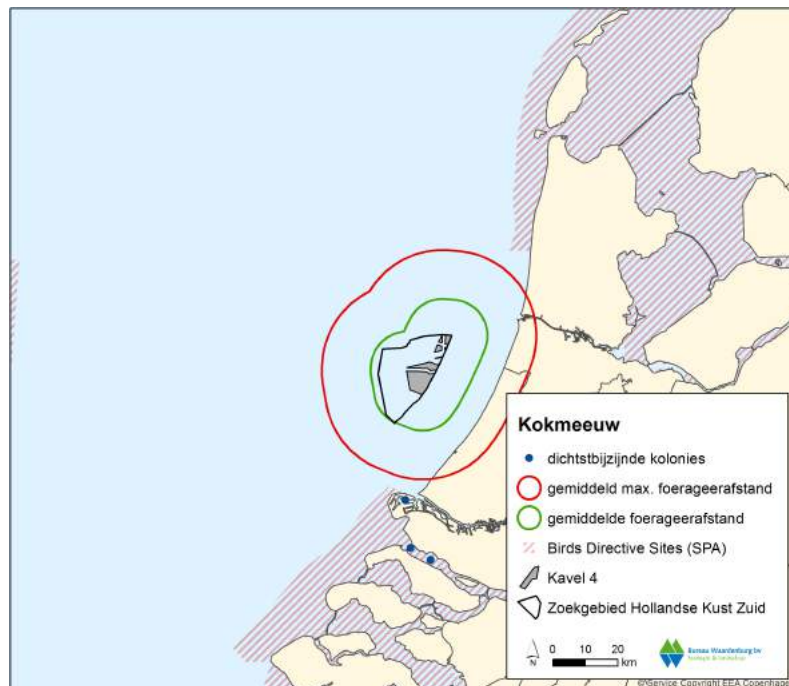
Figuur 2.7b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Hollandse Kust (zuid) ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.

Kokmeeuw

Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range op zee is beperkt. Op basis van surveygegevens is een gemiddelde afstand van 11 km (max 40 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 26 km (fig. 2.8a en b). In OWEZ werden ook in het voorjaar en zomer foeragerende kokmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011), waarvan alleen niet bekend is of dit broedende exemplaren waren, maar het meest waarschijnlijk is dat dit (sub-adulte) niet broedende vogels zijn. Kavel III ligt in theorie binnen de gemiddeld maximum foerageerrange van broedende kokmeeuwen op de Eerste Maasvlakte. Tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn lage gemiddelde dichtheden van kokmeeuwen waargenomen in Kavel IV. De hoogste dichtheden zijn echter buiten het broedseizoen waargenomen, en daarom zullen in het gebied vooral overtrekkende en overwinterende kokmeeuwen voorkomen. Kokmeeuwen zijn ook tijdens vliegtuigtellingen in 210/2011 slechts in lage gemiddelde dichtheden waargenomen (Poot *et al.* 2011). Bovendien zijn de kolonies waarvan vogels Kavel III en IV in theorie kunnen bereiken niet gelegen in gebieden die voor kokmeeuwen aangewezen zijn als Natura 2000-gebied. Zodoende hebben deze kolonies geen bijzondere beschermd status. Aanvaringslachtoffers in kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



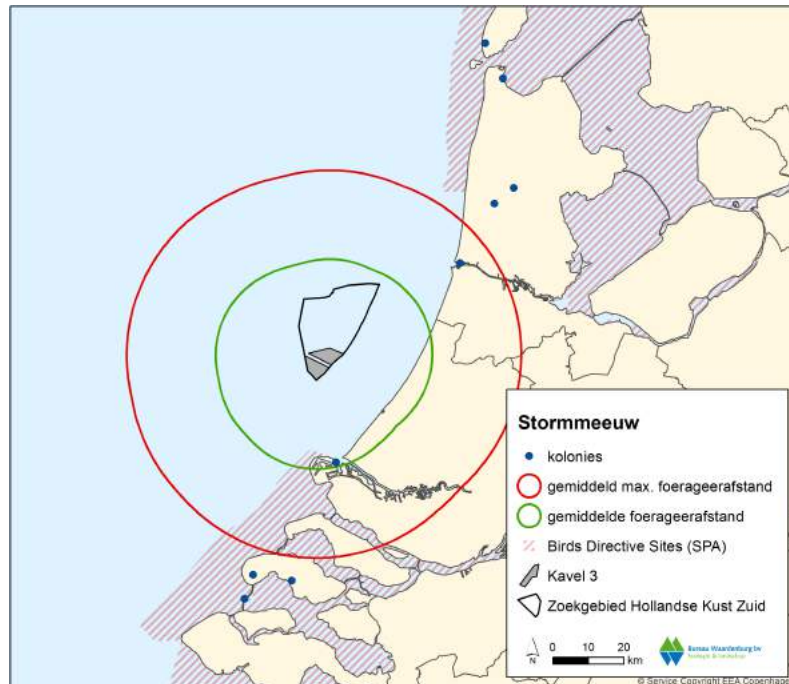
Figuur 2.8a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt in het maximale bereik van één kolonie in Nederland, maar deze ligt niet in een Natura 2000-gebied.



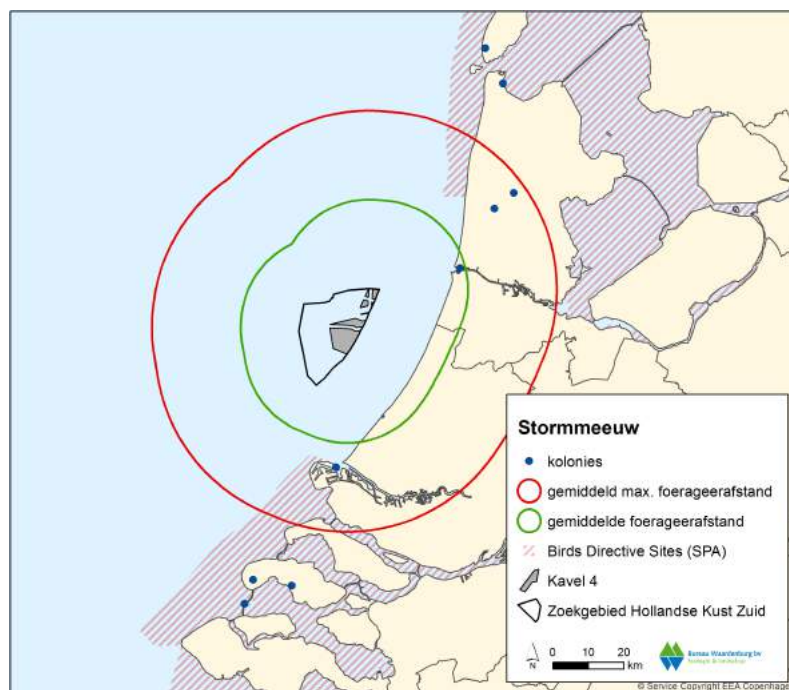
Figuur 2.8b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt **niet** in het bereik van kolonies in Nederland.

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 surveygegevens is een gemiddelde afstand van 25 km (max. 50 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. Binnen deze maximale afstand bevinden zich meerdere kolonies in Noord-Holland en Zuid-Holland (fig. 2.9a en b). In OWEZ, dat noordelijker ligt dan Hollandse Kust (zuid), zijn in het voorjaar en zomer foeragerende stormmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011). Van deze vogels is het echter onbekend of dit broedende exemplaren waren. Echter, net zoals bij kokmeeuwen, komen de hoogste dichtheden buiten het broedseizoen voor die grotendeels overtrekkende of in Nederland overwinterende vogels betreffen en geen Nederlandse broedvogels. Bovendien zijn de kolonies waarvan vogels Kavel III en IV in theorie kunnen bereiken niet gelegen in gebieden die voor stormmeeuwen aangewezen zijn als Natura 2000-gebied. Zodoende hebben deze kolonies geen bijzondere beschermde status. Aanvaringssslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



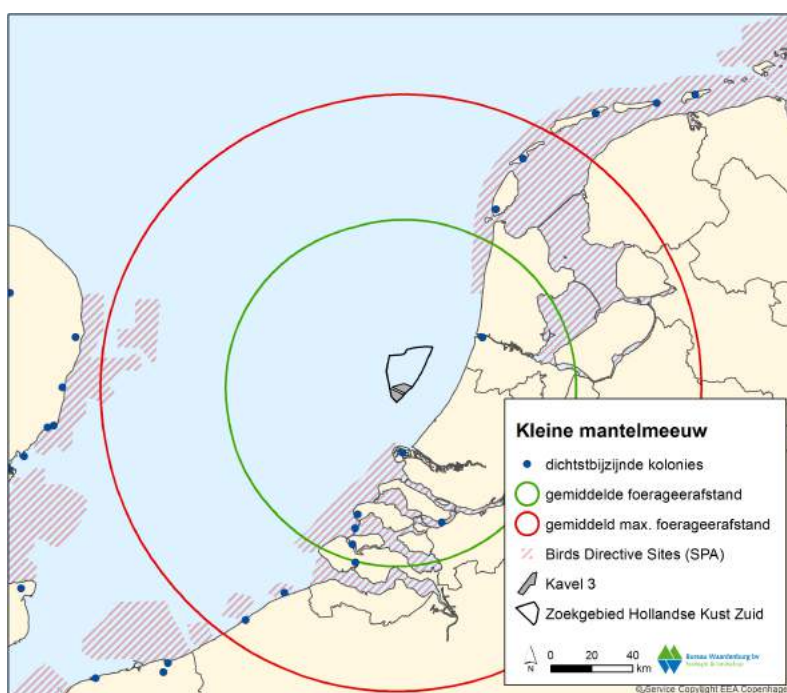
Figuur 2.9a Kolonies binnen de gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) van stormmeeuwen rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in Nederland, maar deze liggen niet in Natura 2000-gebieden.



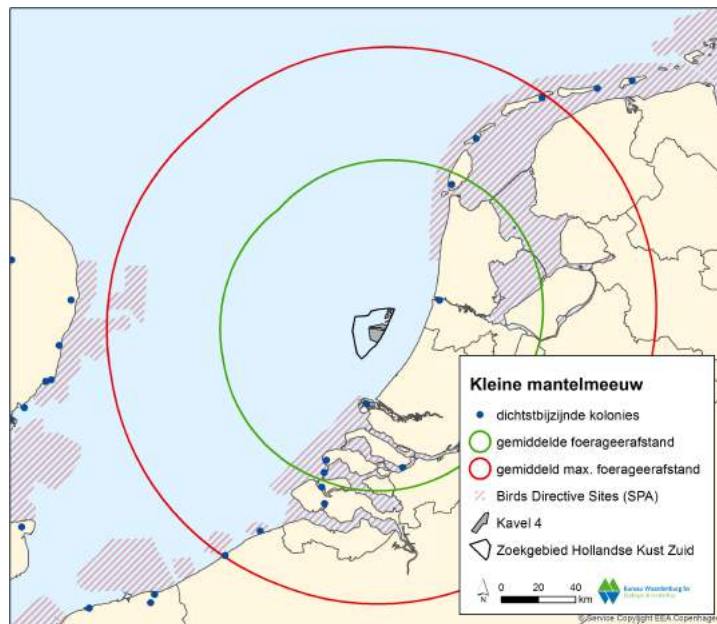
Figuur 2.9b Kolonies binnen de gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) van stormmeeuwen rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt binnen het bereik van kolonies in Nederland, maar deze liggen niet in Natura 2000-gebieden.

Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuyen 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 (max 181 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a&b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat de soort een gemiddelde maximale foerageerafstand van 80 km buiten de kolonie heeft. Op basis van de maximale foerageerrange ligt windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) binnen de foerageerafstand van kleine mantelmeeuwen uit een groot aantal kolonies in Nederland en België (fig. 2.10a en b). Het aantal vogels dat op de maximale foerageerafstand tochten maakt en daarbij Kavel III en IV passeert zal beperkt zijn. Daarom worden hier alleen kolonies in Natura 2000-gebieden behandeld die binnen de gemiddelde foerageerrange van 72 km liggen: in de Kramer-Volkerak, Duinen en Lage Land Texel en Veerse Meer. Andere kolonies waarvan kleine mantelmeeuwen Kavel III en IV kunnen bereiken (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) liggen niet in gebieden die als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen.

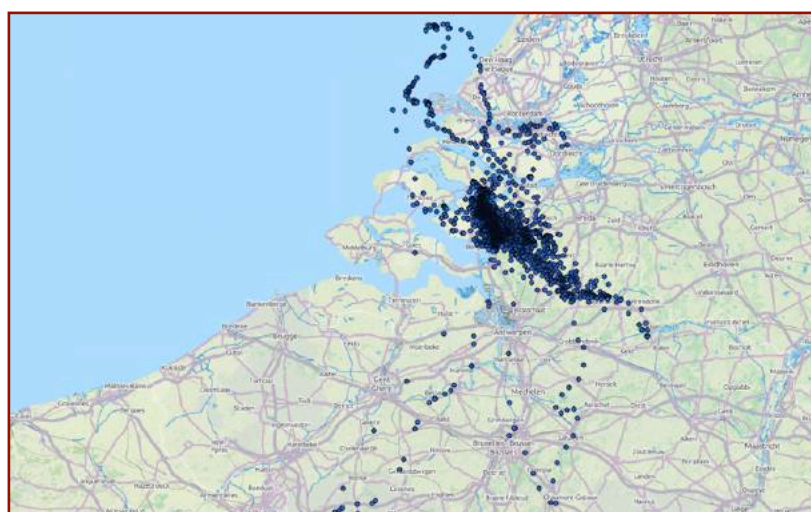


Figuur 2.10a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in het België en Nederland.

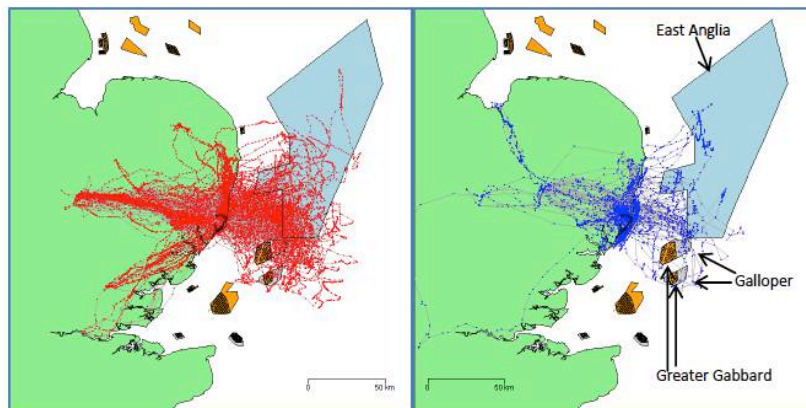


Figuur 2.10b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt binnen het bereik van kolonies in het België en Nederland.

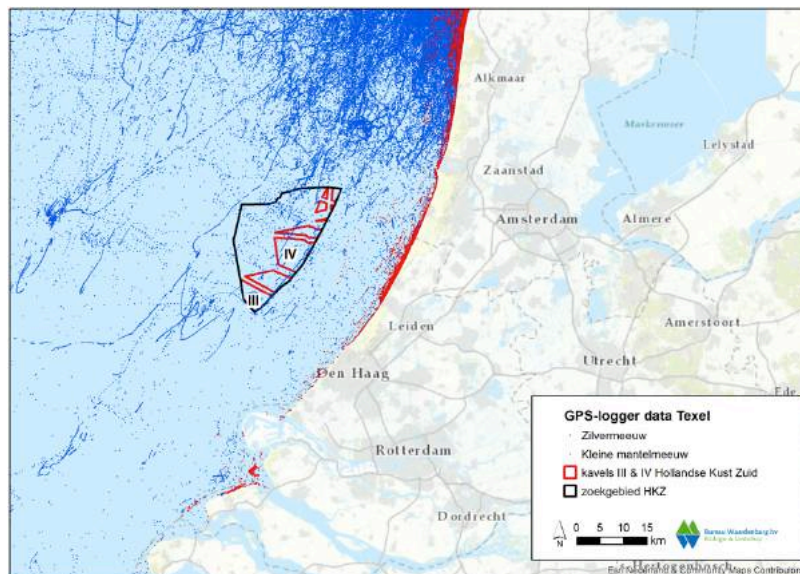
Uit GPS-logger onderzoek in het Natura 2000-gebied Kramer-Volkerak blijkt dat vogels in landinwaarts gelegen kolonies bijna volledig terrestrisch georiënteerd zijn (Gyimesi *et al.* 2011; fig. 2.11). Vogels uit Vlaamse kolonies aan de kust maken wel gebruik van het zeegebied, maar ook deze vogels foerageren veelvuldig in het binnenland (gegevens INBO). Hetzelfde geldt voor Engelse vogels (Thaxter *et al.* 2015; fig. 2.12a en b). Het habitatgebruik van vogels uit het Veerse Meer is onbekend. Omdat Kavel III in het gemiddelde bereik ligt voor kleine mantelmeeuwen vanuit het Veerse Meer, worden de effecten voor deze vogels in dit rapport wel behandeld.



Figuur 2.11 Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies in het Volkerrak (Gyimesi *et al.* 2011).



Figuur 2.12 Vluchten van kleine mantelmeeuwen in 2011 vanuit de kolonie in Orford Ness. De lijnen geven vliegpaden van de vogels weer (rood: gezenderd in 2011; blauw: gezenderd in 2010). Afbeelding overgenomen uit Thaxter et al. 2012b.



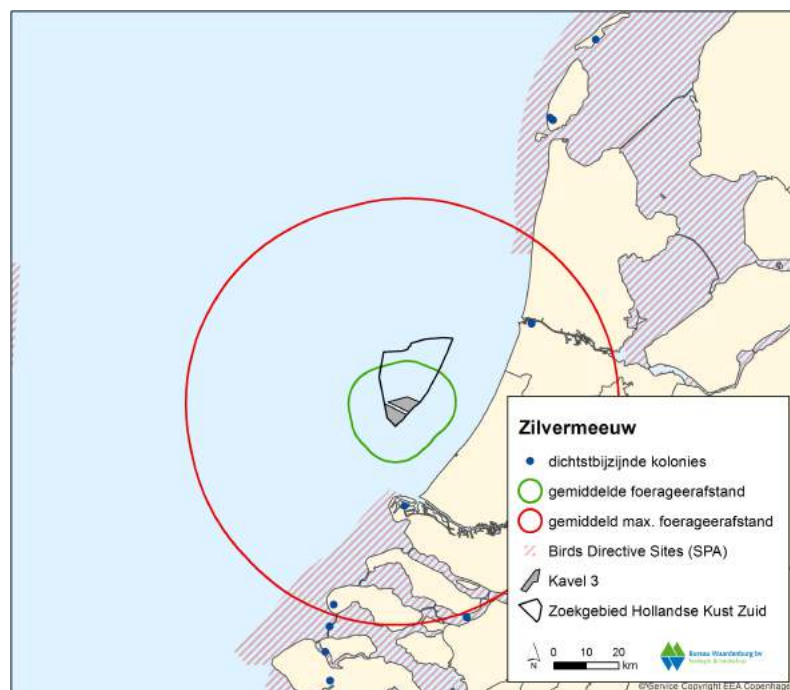
Figuur 2.13 Vluchten van kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen vanuit kolonies op Texel door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op basis van GPS-metingen (blauwe stippen kleine mantelmeeuw; rode stippen zilvermeeuw (bron: Gyimesi et al. 2016a)).

Zilvermeeuw

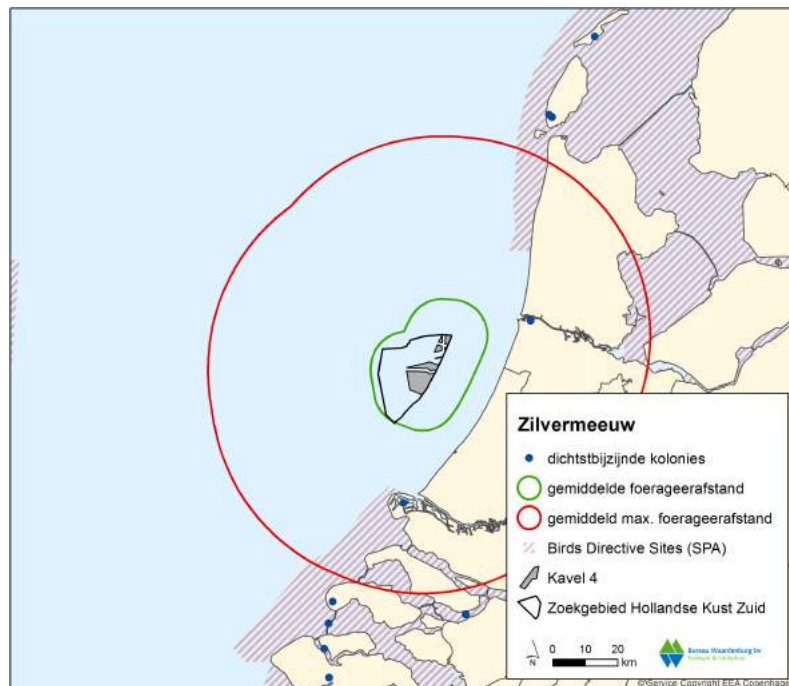
De dichtstbijzijnde kolonies zilvermeeuwen bij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) liggen in de Nederlandse Delta, België en aan de zuidkust van het Verenigd Koninkrijk. Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit GPS-logger onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is een gemiddelde range van 11 km (max 92 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 61 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, figuur 2.13). De maximale foeragerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te

foerageren. In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden, echter wel iets verder op zee. In OWEZ werden in het voorjaar en zomer foeragerende zilvermeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is voor deze vogels echter onbekend of dit broedende exemplaren waren.

Het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt in potentie binnen de maximale foerageerafstand van zilvermeeuwen uit diverse kolonies in Nederland (fig. 2.14a en b). Echter, op basis van het zenderonderzoek in Nederland en België zijn zilvermeeuwen kustgebonden en maken zij geen regelmatige vluchten door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (zie ook figuur 2.13). Verder komen ook van deze soort de hoogste dichtheden in het plangebied buiten het broedseizoen voor en betreffen dit niet-broedvogels. Bovendien zijn de kolonies waarvan vogels Kavel III en IV in theorie kunnen bereiken niet gelegen in gebieden die voor zilvermeeuwen aangewezen zijn als Natura 2000-gebied. Zodoende hebben deze kolonies geen bijzondere beschermde status. Aanvaringslachtoffers in kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.14a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het maximale bereik van kolonies in Nederland, maar deze liggen niet in Natura 2000-gebieden.



Figuur 2.14b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt binnen het maximale bereik van kolonies in Nederland, maar deze liggen niet in Natura 2000-gebieden.

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is onbekend welke foerageerrange ze hebben, maar waarschijnlijk is die vergelijkbaar met die van kleine mantelmeeuwen (~80 km). Het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt daarmee binnen de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland. De aantallen grote mantelmeeuwen zijn echter in die kolonies zeer klein en daarmee ook is het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels ook minimaal. Ook liggen deze kolonies niet in beschermde Natura 2000-gebieden. Aanvaringslachtoffers in kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Dwergstern

Dwergsterns foerageren uitsluitend in de nabijheid van hun broedkolonies en daarmee uitsluitend in de kustzone tot gemiddeld 1 km op zee (max 3 km). Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Engeland, Nederland, Italië en Portugal. Deze range was gemiddeld ongeveer 2 km van de kolonie (max 11 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 6 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns (in de Westerschelde) is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers in kolonies dwergsterns worden **niet** behandeld in dit MER.

Noordse stern

Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van noordse sterns zijn maar beperkt onderzocht en op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Schotland, Engeland en Duitsland. Deze range was gemiddeld 7 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 24 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers in kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

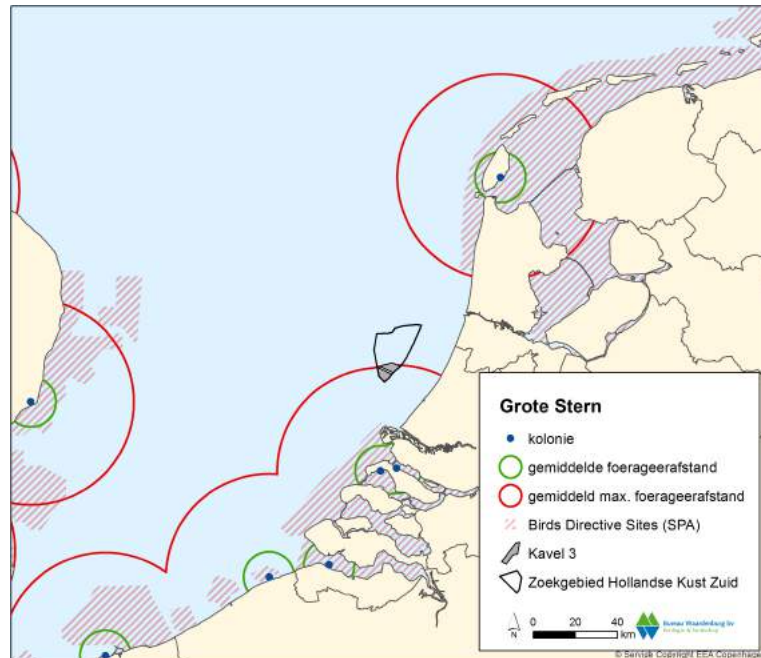
Visdief

Visdieven foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van visdieven zijn onderzocht op diverse plaatsen in Europa en Amerika, en op basis van waarnemingen en gegevens uit radiozenders kon de range worden bepaald op 5 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 15 km (Thaxter *et al.* 2012a). Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013b). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de dichtstbijzijnde visdiefkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers in kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

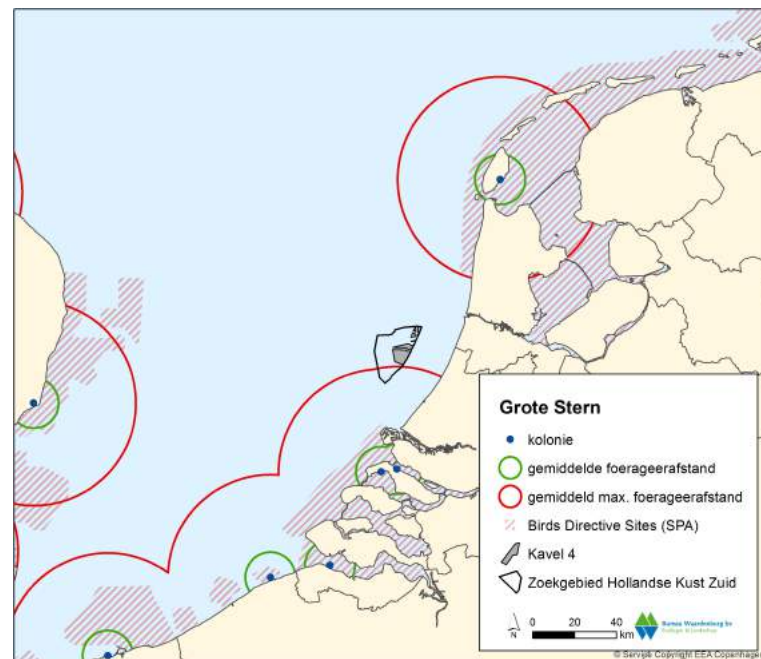
Grote stern

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 ver op zee. Op basis van zichtwaarnemingen tijdens onderzoek in het Verenigd Koninkrijk, België, Denemarken en Nederland werden foerageerranges van grote sterns vastgesteld op gemiddeld 12 km van de kolonie (max 54 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Recent onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van de kolonie ligt (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a). Op basis van deze gezamenlijke gegevens ligt windenergiegebied Kavel III van Hollandse Kust (zuid) binnen het gebied dat grote sterns uit de kolonies in het Haringvliet en de Grevelingen in theorie kunnen bereiken, maar Kavel IV er net buiten (fig. 2.15a en b). GPS-logger metingen van vogels uit deze kolonies tussen 2012 en 2015 laten zien dat een klein aantal foerageervluchten door Kavel III gaan en Kavel IV slechts incidenteel gebruikt wordt (figuur 2.16). Aanvaringslachtoffers in Kavel III van grote sterns uit kolonies in het Haringvliet en de Grevelingen worden daarom verderop

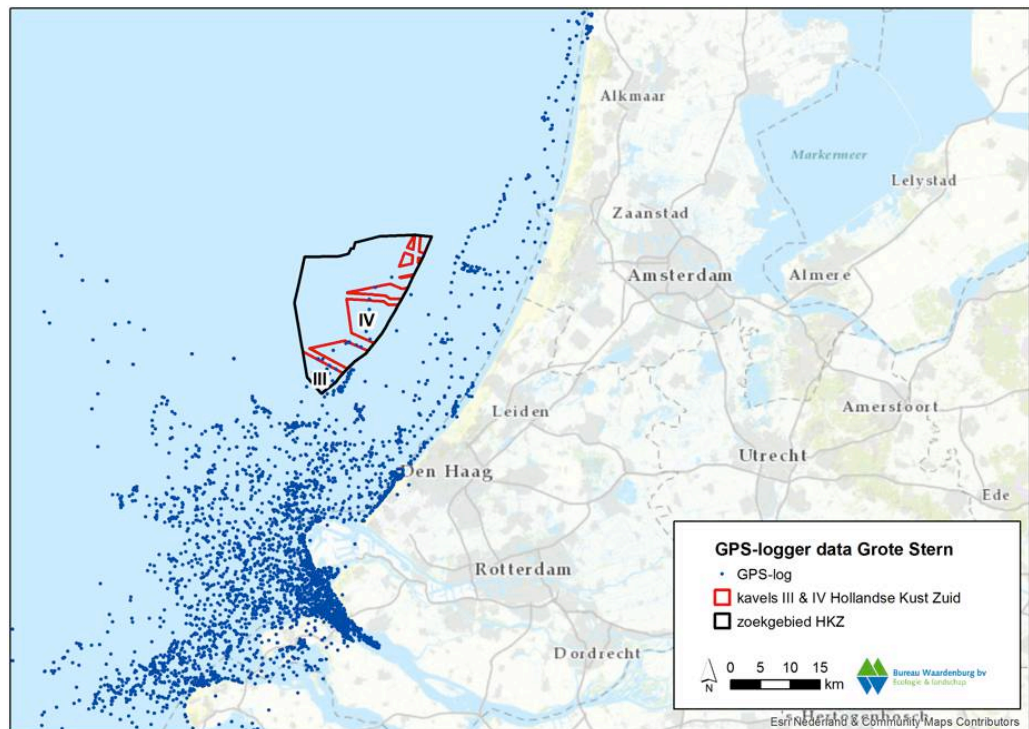
in dit MER behandeld. Voor sterns uit andere kolonies in Nederland en België ligt windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ver buiten hun bereik.



Figuur 2.15a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het maximale bereik van grote sterns in Nederland.



Figuur 2.15b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV ligt **niet** binnen het bereik van sterns in Nederland of België.



Figuur 2.16 Vluchten van grote sterns geringd de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) in relatie tot Kavel III en IV (bron: Fijn et al. in prep.).

Zeekoet

Ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt de dichtstbijzijnde kolonie zeekoeten aan de Engelse zuidkust. Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van waarnemingen en radiozenders onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 38 km (max. 135 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 84 km (Thaxter *et al.* 2012a). Echter ook werd incidenteel een foerageerafstand van 200 km gemeten (Lascelles *et al.* 2012). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten is uitgesloten dat broedvogels van deze soort door dit gebied vliegen. Aanvaringslachtoffers in kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt de dichtstbijzijnde kolonie alken aan de Engelse zuidkust. Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 24 km van de kolonie is (max 95 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers in kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.2.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en vice versa (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, LWVT/SOVON 2002, Exo *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Uitgaande van een buffer rond het park van 2 km op basis van onderzoek naar de verstoringsafstanden van zeevogels en watervogels rond windparken op zee (e.g. Petersen *et al.* 2006), is de totale breedte van het gebied ten opzichte van de noord-zuid lijn (max.) 8,5 km en ten opzichte van de oost-west lijn 16,2 km voor Kavel III. Voor Kavel IV is dit respectievelijk 7,4 en 8,6 km. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Leopold *et al.* 2004, 2010), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee en kansen voor nearshore windenergie (Leopold *et al.* 2013, Jaspers Faijer & van Dam 2013, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggerepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* 2001 en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 2.9 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Tabel 2.9 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Soort	Voorkomen*	Vliegrichting**	Vlieghoogte***
<i>zeevogels</i>			
noordse stormvogel	2	1	^-
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
zeekoet	3	1	^-
alk	3	1	^-
<i>kustvogels</i>			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	^-
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
grote stern	3	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
stelllopers	1	2	-
bv. rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			
* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom			
** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.			
*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, ^- = meest vlak boven zee onder rotorhoogte			

Vervolg tabel 2.9

<i>'land'vogels (zang- en watervogels)</i>			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^
koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

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

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

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

Zeevogels

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

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dicht 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 roodkeel- en parelduiker, zwarte- en grote zee-eend, 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 spreeuwen, vinken, merels, koperwieken, (gras)piepers en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop e.d. 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 (bv. smient, topper en kuifeend) en wederom om diverse soorten steltlopers (bv. rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en uit het zoete/land milieu bv. Kievit, watersnip en houtsnip). Door de kleine populatieomvang van kleine zwanen en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen laat echter zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden en niet langs een bepaald hoofdtrekbaan (Griffin *et al.* 2016). Toch zijn de trekroutes meer geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (zie verder en figuur 2.17) en daarmee vormt het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) geen verhoogd risico voor deze soort.

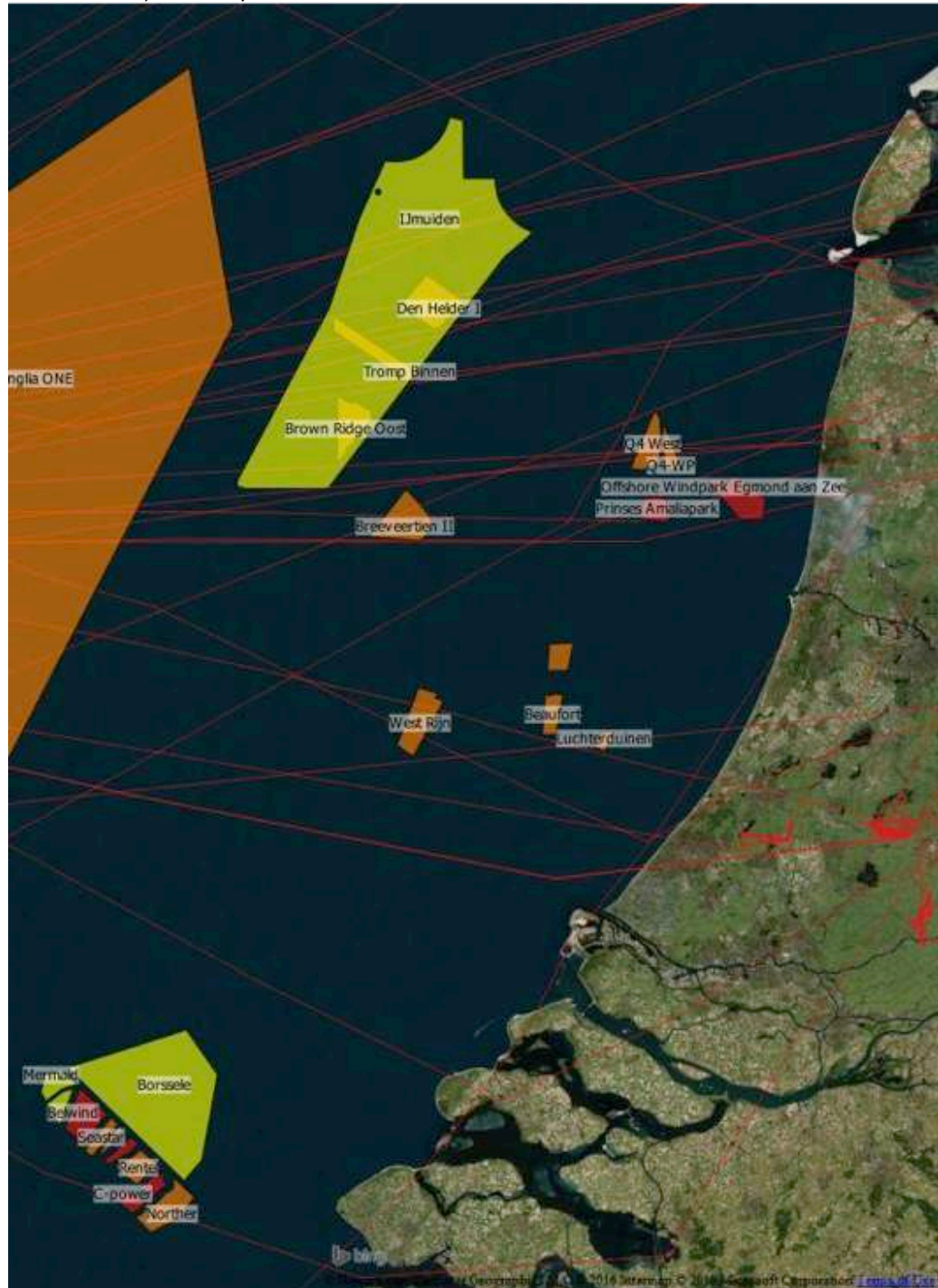
Vliegintensiteit

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 onder de ‘echte zeevogels’ vallen (Lensink & van der Winden 1997). Boven Hollandse Kust (zuid) zal mogelijk langs de oostgrens van het windenergiegebied de hoogste trekintensiteit voorkomen, omdat daar ook nog een deel van de meer kustgebonden soorten zoals duikers, zee-eenden, meeuwen en sterns langs trekt (Poot *et al.* 2011, Jaspers Faijer & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013, Vanermen *et al.* 2013). In totaal trekt een ordegrootte van tienduizenden tot miljoenen vogels per soort door het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). 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 roodkeelduiker, grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten ‘migration corridors’ met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus 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 de bestaande windparken rondom windenergiegebieden Hollandse Kust (zuid) (OWEZ, PAWP, Luchterduinen) zorgen voor verdichting van trekbanen door macro-vermijdingsgedrag (e.g. Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.



Figuur 2.17 Oversteek van gezenderde kleine zwanen van Engeland naar Nederland met een aantal Ronde 2 offshore windparkgebieden. Afbeelding overgenomen uit Griffin *et al.* 2016 met verouderde Nederlandse offshore windparklocaties.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels direct onder de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (Van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In een studie van de luchtmacht bij IJmuiden is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van Hollandse Kust (zuid) tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (Van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat de grootste aantallen kustvogels sterk verminderd zijn, en dat voornamelijk zeevogels en breedfronttrek van landvogels relevant zijn (zie tabel 2.9).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (NZG/CvZ, Krijgsveld *et al.* 2005, Krijgsveld *et al.* 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 van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

De meest recente inschatting van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte is een studie, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in OWEZ een inschatting is gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte nabij OWEZ (Fijn *et al.* 2015). Hieruit blijkt dat gemiddeld 35 vogels per kilometer per uur op rotorhoogte door het park heen vliegen (maximaal meting van 733 per km per uur op een nacht in oktober). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer 230.000 vogels per km per jaar door OWEZ heenvlogen, waarvan ongeveer de helft in de nacht langs vliegt.

Om een kwantitatieve inschatting te maken van aantallen aanvaringsslachtoffers onder niet-zeevogels (watervogels, steltlopers, zangvogels) moet een aantal aannames worden gedaan. Allereerst zijn de schattingen van fracties van de totale trekstroom van trekkende 'landvogels' die op rotorhoogte vliegt gebruikt zoals die worden vermeld in de review van Wright *et al.* (2012). Daarnaast is voor de flux-berekening gebruik gemaakt van de procentuele soortgroepverdeling zoals

vastgesteld tijdens de panorama scans door Krijgsveld *et al.* (2011). Dit houdt in dat voor watervogels, uilen, en steltlopers wordt aangenomen dat deze zowel overdag als 's nachts trekken. En dus dat de fracties van deze groepen wordt vermenigvuldigd met de totale gemeten flux (dag en nacht). Voor zangvogels wordt verondersteld dat de door Krijgsveld *et al.* (2011) vastgestelde fractie voor overdag geldt en dat 's nachts alle nachtelijke vliegbewegingen zangvogels betreffen. Dus de dagflux wordt vermenigvuldigd met de zangvogel-fractie, en de nachtflux in het geheel. Dit is een worst-case benadering omdat uit observaties bleek dat ook duikers, jagers, sterns en meeuwen 's nachts kunnen trekken (zie Krijgsveld *et al.* 2011 en referenties hierin) en dus ook deel uitmaakt van de nachtflux, echter als worst-case voor zangvogels is het een goede benadering. Op basis van deze gegevens is per soortgroep een inschatting gemaakt van de trekintensiteit die gebruikt is in het Extended Band Model (Zie Bijlage II).

'Landvogels': ganzen en zwanen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) uitsluitend rotganzen waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog grauwe gans, kolgans, brandgans, grote canadese gans, toendrarietgans, kleine rietgans, nijlgans en kleine zwaan gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 2.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor ganzen en zwanen voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10).

'Landvogels': eenden

Rond OWEZ werden meerkoet, grote zaagbek, middelste zaagbek, topper, kuifeend, tafeleend, smient, pijlstaart, wintertaling, zomertaling, wilde eend en slobbeend gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data (15% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10).

'Landvogels': reigers

Rond OWEZ werden blauwe reiger en lepelaar vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et*

al. 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen reigers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 reigers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor reigers voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10).

'Landvogels': roofvogels en uilen

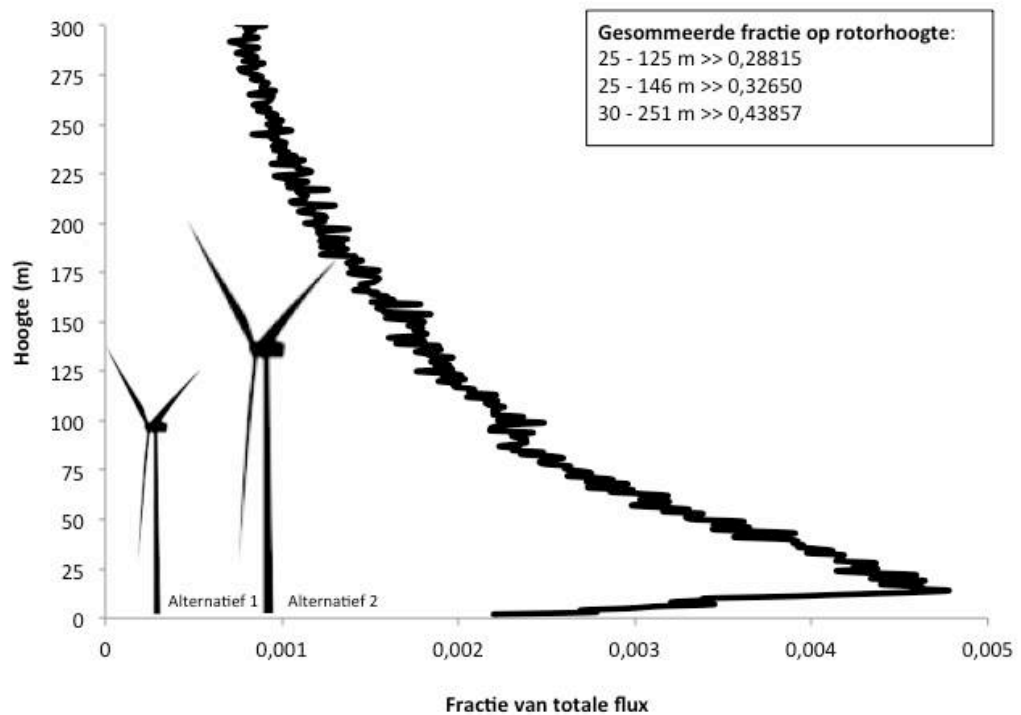
Rond OWEZ werden havik, sperwer, torenvalk, bruine kiekendief, blauwe kiekendief, smelleken, slechtvalk, ransuil en velduil vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Roofvogels en uilen vliegen boven zee voornamelijk op lage hoogtes, en zullen dus geen slachtoffer worden. Uitzondering in dit verband is de velduil die mogelijk wel op turbine hoogte vliegt. Echter de aantallen van deze soort zijn dermate laag dat de aantallen slachtoffers in Kavel III en IV verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 200 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10).

'Landvogels': steltlopers

Rond OWEZ werden goudplevier, wulp, regenwulp, kanoet, bonte strandloper, kleine strandloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, Kievit, bontbekplevier, strandplevier, morinelplevier, scholekster, grutto, rosse grutto, steenloper, oeverloper, tureluur, groenpootruiter, kempiaan, watersnip, houtsnip, bokje en rosse franjepoot gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Veruit de meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak, in beide omstandigheden ver buiten het bereik van rotoren. De aantallen slachtoffers zullen derhalve verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (25% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 500 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10).

'Landvogels': zangvogels

Rond OWEZ werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, grote lijster, pestvogel, grote barmsijs, huiszwaluw, boerenzwaluw, gierzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, grote gele kwikstaart, rouwkwikstaart, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, winterkoning, roodborst, zwarte roodstaart, bonte vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, zwartkop, goudhaan, keep, sijs, kneu, vink tapuit, paapje, turkse tortel, houtduif, zwarte kraai, roek, kauw en rietgors vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012). Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ (figuur 2.18), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 107.000 zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.10). Echter, door de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep wel onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in Hollandse Kust (zuid). Hiervoor zijn de turbine-afmetingen van 6 MW en 10 MW turbines genomen. In tegenstelling tot zeevogels is bij zangvogels de maximale turbinegrootte het worst-case scenario (Gyimesi *et al.* 2015). Daarom zijn bij de fluxbepalingen van zangvogels afwijkende turbine-afmetingen (110,5 m ashoogte en 171 m rotordiameter) gebruikt ten opzichte van de fluxbepalingen van zeevogels.



Figuur 2.18 Hoogteprofiel van zangvogeltrek tijdens oktobernachten in OWEZ en daarmee aangegeven de cumulatieve fracties op rotorhoogte voor de verschillende alternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Tabel 2.10 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km die door windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op rotorhoogte trekken, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Krijgsveld et al. (2011) rond OWEZ. Hiervoor is uitgegaan van de rotorgrootte van OWEZ en voor zangvogels twee rotorgrootte varianten van Hollandse Kust (zuid) (V1 = 96 m ashoogte en 142 m rotordiameter; V2 = 140,5 m ashoogte en 221 m rotordiameter).

Soortgroep	Aantalsschattingen per strekkende km			
	Fractie van totale flux op OWEZ	OWEZ	Hollandse Kust	
			V1	V2
ganzen en zwanen	0,07	~2.000	idem	Idem
eenden	0,04	~400	idem	Idem
reigers	0,01	~400	idem	Idem
roofvogels en uilen	0,04	~200	idem	Idem
stelllopers	0,03	~500	idem	Idem
zangvogels overdag	0,15	~17.000	~25.000	~29.000
zangvogels nacht	1	~90.000	~134.000	~151.000
zangvogels totaal		~107.000	~159.000	~180.000

Vliegrichtingen

De Noordzee is de scheiding tussen het Europese vaste land, de Britse Eilanden, en Scandinavië, waarbij Nederland deel uitmaakt van het vaste land. Daardoor komen boven de Noordzee twee dominante vliegrichtingen voor. In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land de Britse Eilanden in het westen, terwijl in het voorjaar de trekstroom de andere kant op gaat. Daarnaast vliegen grote aantallen trekvogels in het najaar naar het zuiden vanuit de Noordelijke Noordzee en Scandinavië respectievelijk het Kanaal in of naar Zuid(west) Europa. In het voorjaar gaan deze de andere kant op. Voor de verschillende groepen trekvogels boven het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn de volgende vliegrichtingen te onderscheiden (zie ook verzamelde kaartbeelden in Bijlage II).

Zeevogels

Vooraf in het voor- en najaar trekt een groot aantal zeevogels evenwijdig aan de kust van en naar broed- en overwinteringsgebieden (o.a. Camphuysen & Van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994). Dit geldt dagelijks voor vele honderden tot maximaal vele duizenden vogels. Lensink & van der Winden (1997) schatten op grond van de beschikbare bronnen dat van een groot aantal zeevogelsoorten internationaal belangrijke aantallen langs de Nederlandse kust trekken. Deze groep vogels vliegt na het broedseizoen boven windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) grofweg van noord en noordoost naar zuidwest het Kanaal in en gaat in het voorjaar weer terug de Noordzee op richting de kolonies.

Kustvogels

Deze groep vliegt overwegend van noordoost naar zuidwest in het najaar, en omgekeerd in het voorjaar. Deze bewegingen vinden evenwijdig aan de kust plaats. Mogelijk steken veel soorten de kust van (Noord-)Nederland af, door grofweg

rechtstreeks van de Waddeneilanden naar België te vliegen om dan langs de kust van Frankrijk verder te gaan.

Een substantieel deel van de vogeltrekbewegingen van kustvogels over de Noordzee bestaat uit steltlopers en watervogels die een relatie hebben met de Waddenzee. Dit gaat om vliegbewegingen parallel aan de kust, van en naar gebieden ten zuiden van Nederland, en om uitwisseling met gebieden in het Verenigd Koninkrijk. De Waddenzee is een van de rijkste watervogelgebieden in de wereld. Gedurende het gehele jaar trekken grote aantallen vogels van en naar de Waddenzee. De Waddenzee is zowel een belangrijk broedgebied als een belangrijk tussen- en eindstation voor vele soorten watervogels. Aan dit gebied gerelateerde vliegbewegingen zijn daardoor van bijzondere betekenis. Gezien de ligging van de Waddenzee wordt verondersteld dat vogels uit de Waddenzee meer noordelijk dan zuidelijk de oversteek naar Engeland maken. In het zuiden van Nederland trekken vogels vanuit het Deltagebied naar Engeland, maar die aantallen zijn kleiner dan in het Waddengebied.

Er zijn meer soorten watervogels die van of via Nederland naar Engeland vliegen, zoals rotgans en kleine zwaan. De verspreiding van de rotgans heeft een zwaartepunt in het Wadden- en Deltagebied. De kleine zwaan is tegenwoordig het meest talrijk langs de Friese IJsselmeerkust en in het Randmerengebied. Kleine zwanen die vanuit Engeland naar Nederland oversteken volgen de kortste route over de Noordzee. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen (Griffin *et al.* 2016) laat zien dat de oversteek van Engeland naar Nederland langs de hele Noordzeekust plaats vinden, met enige verhoogde concentratie in het noorden van het land (figuur 2.17). Naar verwachting zal de oversteek van rotgansen een vergelijkbaar beeld vertonen. Een ander opmerkelijk fenomeen is de trek van bergeenden waarbij Engelse vogels in de Waddenzee ruien en daarna weer terug keren. Daarnaast zijn er ook 'reguliere' noord-zuid bewegingen van bergeenden.

'Landvogels'

Deze groep gebruikt twee hoofdroutes boven Hollandse Kust (zuid). Een deel gaat west – oost tussen de Britse Eilanden en het vasteland van Europa, en een ander deel (met name steltlopers die in Afrika overwinteren) vliegen noordoost – zuidwest, evenwijdig aan de kust.

In voor- en najaar treedt in de kustzone sterke trek op van zangvogels (LWVT/SOVON 2002, Lensink & Van der Winden 1997). Boven land stuwt de trek overdag geregeld, waarbij in een smalle strook achter en boven de zeereep vele tienduizenden vogels per dag kunnen passeren (o.a. Buurma 1987). Ook in de nacht kan de trekstroom langs de kust verdichten, maar minder sterk dan overdag (Buurma & Van Gasteren 1989). Overdag trekkende kleinere zangvogels die naar Engeland willen, kennen in sommige najaars maanden een gradiënt met toenemende aantallen aan de kust naar het zuiden toe. Indien gunstige rugwinden optreden, zullen deze vogels overdag vanaf de Nederlandse kust de oversteek naar Engeland maken.

Indien tegenwinden overheersen, vliegen deze vogels zoveel mogelijk over land door naar het zuiden, waar de afstand naar Engeland bij Calais het kleinst is. In sommige najaren maken daar de grootste aantallen de oversteek. Vooral onder gunstige weersomstandigheden waarbij meewind een belangrijke factor is, trekken 's nachts grote aantallen vogels over de Noordzee (Richardson 1978, Buurma 1987, Lensink & van der Winden 1997, LWVT/SOVON 2002). Bij gunstige wind vliegen de vogels over het algemeen hoger dan 200 m en in een zeer breed front (o.a. Buurma 1987, Gruber & Nehls 2003). In de ochtend en bij slecht weer vliegen deze nachttrekkers vooral op minder dan 150 m hoogte (o.a. Deelder & Tinbergen 1947, Buurma 1987, Buurma & van Gasteren 1989, Gruber & Nehls 2003). Bij sterke tegenwind of slecht zicht kunnen grote aantallen zangvogels gedesoriënteerd raken en in zee terecht komen (Lensink *et al.* 1999). Tot de meest talrijke zangvogels in de trekstroom over de Noordzee behoren merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw en vink (Lensink & van der Winden 1997). Naar verwachting is er een gradiënt in de dichtheid van overstekende nachttrekkende zangvogels als lijsters. Deze vogels pogen in een zo'n kort mogelijke route naar de Britse eilanden te gaan, waarbij in het zeegebied van noord naar zuid een afnemende gradiënt bestaat. Een deel van deze vogels betreft vogels die vanuit Noorwegen in één keer de oversteek pogen te maken, maar halverwege via een zuidoostelijke trekrichting naar de Nederlandse kust komen vliegen en later een tweede poging doen (Buurma 1987). Ook gedurende de dag kunnen landvogels over zee trekken. Over het algemeen gebeurt dit in een breed front, ook op hoogtes van minder dan 200 m en derhalve dus in de zone waar de rotoren draaien (Buurma & Van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002).

Gedetailleerde informatie over vliegrichtingen voor de Noord-Hollandse kust is verzameld door Krijgsveld *et al.* (2011) met behulp van radar. In die rapportage wordt voor de verschillende seizoenen en momenten van de dag een overzicht gegeven van vliegrichtingen van verschillende groepen vogels. Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ontbreken deze gegevens echter, maar vanwege de geringe afstand kunnen de bevindingen bij OWEZ geëxtrapoleerd worden naar Hollandse Kust (zuid), omdat het dezelfde trekstromen betreft die over een breed front plaatsvinden, zoals ook eerder beschreven door Lensink & van der Winden (1997).

Vlieghoogtes

Zee- en kustvogels

Zeevogels trekken eigenlijk onder bijna alle omstandigheden, echter een gunstige wind ten opzichte van de trekrichting is van invloed op de trekintensiteit van de meeste soorten. Van de soorten in deze groep is bekend dat ze in grote aantallen op lage hoogten vliegen (onder de 100 m, maar meestal veel lager), en daarmee zijn bij windturbines met hogere tiplaagtes in het algemeen minder aanvaringslachtoffers te verwachten dan bij lagere tiplhoogtes. Echter, het is ook bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van windturbines op zee blijven. Deze hoge

trek vindt met name plaats bij gunstige meewind situaties, maar in welke mate is onbekend.

Landvogels

Met name niet-zeevogels trekken bij voorkeur onder gunstige omstandigheden over voor hen gevaarlijke grote zee-oppervlakten, dat wil zeggen; gunstige wind (in de rug), geen neerslag en geen gesloten wolkendek. Vaak is de trek dan beperkt tot maar een aantal hoogtelagen; daaronder bewegen zich dan vooral de startende en landende vogels. Op gunstige dagen en nachten vliegen zangvogels en steltlopers vaak op honderden meters hoogte tot meer dan 2 km hoogte waarbij de onderste lagen relatief leeg zijn. Onder minder gunstige omstandigheden (tegenwind) verplaatsen de vogels zich in de onderste luchtlagen en is het in de hogere luchtlagen rustig. Bij tegenwind is de bereidheid onder zangvogels om onveilige gebieden als een Noordzee over te steken kleiner dan onder gunstige omstandigheden. Dan blijft een relatief groot deel de kust volgen. Gemiddeld genomen vliegt ongeveer 20% van het totale volume aan trek op een hoogte van rond 100 m (rotorhoogte van een 3 MW turbine); dit zijn vooral zangvogels en dan vooral in de nacht (Krijgsveld *et al.* 2011). Radarstudies in het kustgebied van Nederland hebben laten zien dat in de nacht trekkende vogels gemiddeld hoger vliegen dan overdag; zowel boven land als boven zee (Buurma & van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2011). Daarnaast vliegen ze in de nacht (in ieder geval zangvogels) vooral als eenlingen. Overdag voegen ze zich samen tot kleinere of grotere groepen.

De meest recente reviews van vlieghoogtes van vogels boven zee zijn geschreven door Cook *et al.* (2012) en Johnston *et al.* (2014). In deze publicaties en bijbehorende spreadsheets zijn voor bijna alle vogelsoorten vlieghoogtes te bepalen. Natuurlijk niet specifiek voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), maar er zijn geen aanwijzingen dat de vlieghoogtes in dit specifieke gebied af zullen wijken van algemeen waargenomen patronen. Deze vlieghoogtes zijn uitsluitend beschikbaar voor zeevogels. Voor 'landvogels' zoals ganzen, zwanen, eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers moeten aannames worden gedaan over welke fractie op rotorhoogte vliegt op basis van diverse bronnen (observaties, telemetrie-gegevens, radar-gegevens). Zoals eerder vermeld wordt in de review van Wright *et al.* (2012) een standaard gegeven voor de meeste soortgroepen. Voor zangvogels moet geput worden uit andere data. Hiervoor zijn de radardata bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) opnieuw geanalyseerd. Om een hoogteprofiel van nachtelijke trek te verkrijgen zijn uit de database alle nachten uit de maanden oktober 2007, 2008 en 2009 geselecteerd. Per meter vlieghoogte is bepaald hoeveel vogels op die hoogte vlogen, en daarmee ook welke fractie van de totale trekstroom dit representeert. Hiervoor is aangenomen dat geen detectieverlies als gevolg van radarbereik optreedt (zie voor uitleg Krijgsveld *et al.* 2011). Dit is mogelijk doordat detectieverlies voornamelijk optreedt onder de 25 meter en boven de 900 meter (Krijgsveld *et al.* 2011), en dus niet op rotorhoogte. Daarnaast is aangenomen dat alle zangvogeltrek beperkt blijft tot onder 1400 meter hoogte. Dit is niet het geval, omdat ook op grotere hoogten zangvogels vliegen, echter daar is niet gemeten met de radar. De totale fracties kunnen dus nog lager zijn, echter

als worst-case is bovenstaande benadering correct. Hieruit volgt een hoogteprofiel voor zangvogels tijdens nachten in oktober waarmee fracties op rotorhoogte zijn te bepalen voor de verschillende alternatieven (zie figuur 2.18), waarmee fluxen kunnen worden berekend die worden gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen.

Routes trekvogels over Noordzee

De afbakening van migratieroutes is niet eenvoudig. Zeer veel vogels trekken over de Noordzee en alleen hun herkomst (broedgebied) en bestemming (overwinteringsgebied) zijn over het algemeen bekend. Veelal is er echter geen sprake van vast omschreven "routes", zeker niet in een vorm waarin deze exact op een kaart kunnen worden gezet en waarvan dan zou kunnen worden aangegeven of deze over of juist langs het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) lopen. Bijvoorbeeld tijdens de herfsttrek van zangvogels over de Noordzee lijkt eerder sprake van een "breed front van doortrekkende vogels" dan van nauwe, goed definieerbare trekbanen. Er is enige kennis over patronen en dichtheidsgradiënten (bijv. ten opzichte van de kust, zie boven) die wordt weergegeven in twee publicaties waarin gepoogd is de beschikbare informatie zo goed en gecondenseerd mogelijk weer te geven: Lensink & van der Winden (1997) en Van de Laar & Bosma (1999). Hoewel de kaarten in beide publicaties er verschillend uitzien (brede pijlen vormen trekbanen in de eerste, een groot aantal individuele lijnen vormen trekbanen in de tweede) is het geschetste beeld vergelijkbaar. In bijlage II zijn de relevante kaarten omtrent hoofdmigratieroutes, uit Lensink & van der Winden (1997), overgenomen. Omwille van duidelijkheid zijn die uit Van de Laar & Bosma (1999) niet overgenomen, echter beide bronnen geven hetzelfde beeld.

Kort samengevat kunnen de volgende globale trekpatronen onderscheiden worden. Hieronder wordt per soortgroep ingegaan op de details omtrent trekgedrag:

1. Seizoenstrek van vogels (zangvogels, watervogels, zeevogels) die van noordelijke/oostelijke broedgebieden naar zuidelijke/zuidwestelijke overwinteringsgebieden vliegen en in het voorjaar *vice versa*. Als gevolg van stuwings langs de kust (in sommige omstandigheden en voor een deel van deze vogels) is er een netto dichtheidsgradiënt dwars op de Hollandse kust; hoe verder uit de kust hoe minder vogels. Overigens zou deze gradiënt 's nachts minder sterk kunnen zijn dan overdag.
2. Seizoenstrek van vogels die van noordelijke/oostelijke broedgebieden in Scandinavië en Siberië naar westelijke overwinteringsgebieden op de Britse eilanden vliegen een in het voorjaar weer terug. Op grond van de beschikbare informatie bestaat er een noord-zuid gradiënt van nachtelijke zangvogeltrek van vogels die in één keer vanaf Scandinavië naar Engeland of Nederland oversteken (gedomineerd door met name de soortgroep lijsters). Een deel van deze vogels haalt het niet in één keer en kan dan door middel van een correctievlucht weer terugvallen op de Nederlandse kust. Dat gebeurt voor het grootste deel in daglicht. Trek van watervogels en steltlopers uit de Waddenzee kent waarschijnlijk een van noord naar zuid aflopende dichtheidsgradiënt. De dagtrek van zangvogels gaat

juist naar het zuiden in het najaar en de oversteek over het Kanaal vindt plaats op het smalste punt. Aangezien dit overdag gebeurt, heeft dit nauwelijks invloed op het aanvaringsrisico.

3. Seizoenstrek (najaarstrek) van zeevogels die van de Britse Eilanden naar de Continentale kustlijn oversteken om vervolgens langs die kustlijn naar het zuiden door te trekken. Er loopt een diffuse trekroute voor een aantal soorten van de belangrijke broedgebieden in noord en noordwest Schotland, schuin over de Noordzee naar de Continentale kust. Voor deze trekroute vormt een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) wellicht wel een hindernis. De herfsttrek verloopt op open zee echter meestal diffuus, over een breed pad en duurt langer dan de voorjaarstrek, zoals ook waargenomen wordt langs de Nederlandse kust (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994). Deze factoren verminderen mogelijk de risico's van een windpark op open zee, maar meer informatie is nodig om de daadwerkelijke risico's van een windpark in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee te kunnen bepalen.

2.5 Vleermuizen

2.5.1 Lokale vleermuizen

Vleermuizen zijn relatief veel voorkomende kleine zoogdieren die hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden zijn (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). De zee is door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel, een relatief ongestuurd habitat voor vleermuizen. Met name op warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind kunnen echter insecten tijdens hun trek massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011). Tijdens rustige windomstandigheden kan zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid bieden aan lokale vleermuizen, zoals de rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*), de watervleermuis (*Myotis daubentonii*) en de meervleermuis (*Myotis dasycneme*) (Ahlén *et al.* 2007). Echter, de maximale foerageer afstand vanaf de kust van deze soorten ligt onder de 10 km (Ahlén *et al.* 2007). Gezien de afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.5.2 Vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is nog maar weinig bekend. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen waardoor breedfront trek waarschijnlijk is. 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, Russ *et al.* 2013, Petersen *et al.* 2014a).

Naar alle waarschijnlijkheid zijn dit met name vleermuizen die daar landen tijdens de seizoenstrek. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Lange-afstand migratie is goed gedocumenteerd voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische Staten en zelfs vanuit Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Zo is migratie tussen Nederland en Engeland in het voor- en najaar bewezen voor de ruige dwergvleermuis (Morris 2014).

In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is nog niet vaak gemeten in windparken in de Noordzee. In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn echter binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (ongepubliceerde gegevens IMARES/Field Company). In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn met zekerheid ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013). Deze parken liggen op een vergelijkbare afstand uit de kust als het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en daarom is het voorkomen van deze soorten in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) te verwachten. De meest recente metingen van IMARES/Field Company geven aan dat 95,7% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestond uit ruige dwergvleermuizen en 2,6% uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestond uit tweekleurige vleermuizen (*Vespertilio murinus*; 1,2%) en gewone dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus*; 0,5%). Rosse vleermuizen gebruiken echolocatie van een lagere frequentie dan ruige dwergvleermuizen. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Als met dit fenomeen rekening wordt gehouden in detectiekansberekeningen (EUROBATS), dan komt het percentage van rosse vleermuizen nog iets lager uit dan 2,6%.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) slachtoffers van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis vallen en daarom wordt hieronder een populatieschatting van deze soorten gegeven. Andere soorten zijn slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee waargenomen. Aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en deze soorten worden daarom slechts kort behandeld in dit rapport.

Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii*

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995; Bat Conservation Trust 2010). Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten,

Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken (Hutterer *et al.* 2005). Onlangs is met behulp van stabiele isotopen bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen, die werden gedood in Duitse windparken, uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012).

Op basis van deze kennis worden in tabel 2.11 populatieschattingen en trends tot zover bekend voor deze landen weergegeven. Informatie is slechts beschikbaar voor EU landen. Voor vijf landen zijn trends voor ruige dwergvleermuizen beschikbaar. In Duitsland is de populatie stabiel, net zoals in Litouwen. In Zweden en de twee andere Baltische Staten neemt de populatie toe. Verder is het bekend dat de ruimtelijke verspreiding van deze soort ook toeneemt (Dietz *et al.* 2011).

Tabel 2.11 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van ruige dwergvleermuizen in Hollandse Kust (zuid) (source: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	=
Polen	5.100	N/A
Estland	N/A	+
Letland	10.000 – 50.000	+
Litouwen	40.000 – 50.000	=
Denemarken	N/A	N/A
Finland	N/A	N/A
Zweden	3.000 – 6.500	+

Rosse Vleermuis *Nyctalus noctula*

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

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van gemarkeerde 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 dieren gedood in windparken in oost Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als bestanden van trekkende dieren (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland).

Samenvattend is de meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen,

Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 2.12 populatieschattingen en trends voor zover bekend voor deze landen weergegeven. Informatie is slechts beschikbaar voor EU landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.

Tabel 2.12 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (source: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	+
Polen	50.000	=
Estland	N/A	+
Letland	5.000 – 10.000	N/A
Litouwen	N/A	=
Denemarken	N/A	N/A
Finland	N/A	N/A
Zweden	55.000 – 95.000	=

Overige vleermuizen

De **gewone dwergvleermuis** is de meest algemene soort op land in het zuidelijke Noordzeegebied. Omdat de seizoensgebonden verplaatsingen meestal niet meer dan 20 kilometer bedragen, wordt de soort in het algemeen als niet-migrerend beschouwd (Dietz *et al.* 2007). Tijdens de meest recente metingen van IMARES/Field Company is slechts één keer een gewone dwergvleermuis waargenomen op OWEZ in augustus 2013. Op basis hiervan lijkt het waarschijnlijk dat de gewone dwergvleermuis slechts als dwaalgast of zeldzame bezoeker op de Noordzee waar te nemen is.

Tweekleurige vleermuizen komen niet in het Verenigd Koninkrijk voor en zijn zeldzaam in België, Nederland en Denemarken. De soort komt vooral in Midden- en Oost-Europa en in het zuiden van Scandinavië voor. De tweekleurige vleermuis is bekend als een langeafstand trekker, zeker de populaties meer in het oosten van Europa (Dietz *et al.* 2007). Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar deze waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008).

2.6 Vissen

Algemeen

Het deel van het Nederlands Continiaal Plat (NCP) waar het windmolenpark komt te liggen valt onder het gebied: De Zuidelijk bocht. Dit gebied kenmerkt zich door een hoog-dynamisch karakter met een zandrijke bodem met grof en fijn zand. Het bodemleven is aangepast aan hoge turbiditeit. Noordelijke delen van het NCP zoals de Doggersbank en Oestergronden vallen onder een laagdynamisch ecotoop,

waardoor dit vaak een groeigebied is voor verschillende vissoorten. Vislarven migreren vanuit zuidelijke delen van de Noordzee naar dit gebied om op te groeien (Noordzeeloket, Ecotopen 2004).

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). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (bijv. haring en kabeljauw) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (bijv. platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebondenvissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden in diep water, aan de rand van de oceaan en over bodems met grof sediment. Niet bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Daarnaast zijn de trekvisser in grotere dichtheden aanwezig nabij de riviermondingen.

In tabel 2.13 (ontleend aan Van Duin *et al.* 2011) geeft een indruk van de vissoorten zoals die gevangen zijn tijdens IBTS surveys op het NCP voor de Hollandse kust, buiten de -20 meter NAP dieptelijn, voor de jaren 1991-1996 en 1996-2005, per kwartaal weergegeven.

Soortengemeenschap van het plangebied

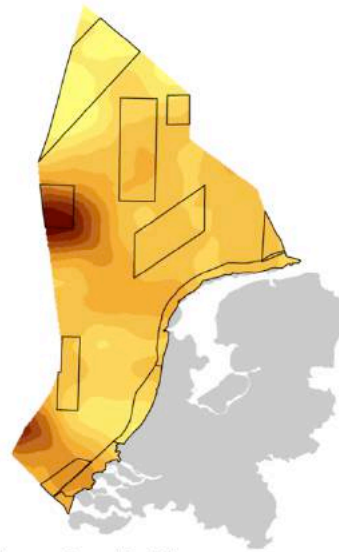
Er zijn geen specifieke onderzoeken naar de visgemeenschap in het plangebied uitgevoerd. Wel zijn de in de periode 2003 – 2011 verschillende vismonitoringen uitgevoerd in het relatief dichtbij gelegen offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) dat in 2006 is gebouwd (zie ook § 2.6). Op basis van habitatovereenkomsten is de visgemeenschap in het plangebied waarschijnlijk vergelijkbaar zoals die aangetroffen zijn in de monitoring in OWEZ. Tijdens deze bemonsteringen in OWEZ zijn in totaal 57 vissoorten aangetroffen (van Hal *et al.* 2011; tabel 2.14).

Het plangebied is, in vergelijking met andere gebieden in de Noordzee (CBS *et al.* 2012), laag in diversiteit (figuur 2.19). Mede doordat bodemsubstraat vrij zandig en eenvormig is, wat voornamelijk platvis faciliteert.

Tabel 2.13 *Ontleend aan Van Duin et al. 2011. Gemiddelde dichtheden van de vissoorten, gevangen tijdens de IBTS surveys op het NCP voor de Hollandse kust, buiten de -20 m dieptelijn, voor de jaren 1991-1996 en 1996-2005, per kwartaal.*

Soort / kwartaal	Gemiddeld aantal per uur per kwartaal, 1991-1996				Idem, 1996-2005		
	1	2	3	4	1	3	
Aal				0.07	0.01	0.08	
Ansjovis	0.04	6.64	0.07	37.43	0.56	84.53	
Bot	12.24	0.36	1.41	0.58	5.55	1.13	
Diklipharder			0.2	0.16		0.06	
Doornhaai	0.27	0.1	0.03		0.06		
Driedoornige stekelbaars	0.97				0.48		
Driedradige meun	0.12		0.03		0.02		
Dwergbolk	14.24	2.26	46.07	2.84	6.45	11.35	
Dwergtong	3.19	0.2	2.62	3.02	17.14	11.86	
Effen smelt			0.36		1.03	1.33	
Elft						0.13	
Engelse poon				0.03		0.03	
Fint	0.04	0.18		0.09	0.12	3.58	
Geep				0.03	0.01		
Gevlekte gladde haai				0.1			
Gevlekte griet						0.05	
Gevlekte pitvis		0.04			0.08		
Gevlekte rog	0.05			0.11	0.72		
Gewone zeebrasem	0.02						
Gladde haai	0.03		0.03			0.1	
Grauwe poon	2.04	38.26	9.06	5.57	2.77	3.08	
Griet		0.08	0.11	0.38	0.02	0.03	
Groene zeedonderpad					0.41		
Grondel sp.	47.57	0.34	0.95	0.13	11.46	2.27	
Grote pieterman		0.08					
Haring	3150.69	1603.69	648.8	1091.83	2164.29	143.83	
Harnasmannetje	0.43		0.57	0.16	0.5	0.57	
Heek	0.03						
Hondshaai					0.09	0.03	
Horsmakreel	0.39	1091.98	6721.69	13435.87	2.25	11569.67	
Kabeljauw	5.6	10.58	6.59	11.57	3.83	2.11	
Kleine pieterman	52.09	616.21	349.32	226.06	97.79	449.67	
Koekoeksrog	0.07				0.02		
Lange schar					0.21		
Makreel	1.88	325.52	1178.87	1290.16	2.13	860.48	
Mul		0.78	3.28	10.49	0.02	24.86	
Pelser	0.35	5.22	17.69	174.5		830.94	
Pitvis	1.99	3.51	17.37	3.39	1.65	5.3	
Rasterpitvis	0.04		0.33		0.39	0.02	
Rivierprik						0.02	
Rode poon	0.04	1.78	2.6	2.93		1.41	
Ruwe haai				0.8	0.02	0.17	
Schar	487.12	381.2	475.93	376.07	512.01	359.48	
Scharretong						0.08	
Schelvis		0.08			0.78	0.02	
Schol	36.42	20.58	69.53	45.32	68.14	17.52	
Schurftvis			0.08		0.44	0.27	
Slakdolf					0.03		
Smelt	13.94	40.32	36.72	246.16	4.75	69.28	
Snotolf	0.03		0.08	0.07	0.05		
Spiering	0.08						
Sprot	1922.27	12264.41	2528.75	8332.19	6221.22	3361.43	
Steenbolk	4.32	3.71	0.83	7.9	1.05	0.18	
Stekelrog	0.05			0.07	0.17	0.01	
Tarbot	0.19	0.28	0.2	0.97	0.09	0.28	
Tong	0.57	0.16	0.41	0.42	0.89	0.12	
Tongschar	0.04		0.28		0.42	0.03	
Vierdradige meun	0.43		0.16		0.41		
Vijfdradige meun					0.03		
Wijting	756.08	2601.7	658.15	1959.96	1505.89	298.82	
Witje						0.04	
Zandspiering sp.	1.68	10669.19	12.66	0.13	0.63	84.85	
Zeebaars	0.04	0.1	0.07	0.38			
Zeedonderpad	0.13				0.68	0.03	
Zeekarper			0.1		0.01		

Vissen



Aantal soorten (Index)

Hoog

Laag

Gebieden met bijzondere ecologische waarde

Bron: RWS; Imares; Bewerking PBL

PBL/sep12
www.dlo.nl/nl215901

Figuur 2.19 Diversiteit aan vis in de Noordzee (bron: CBS et al. 2012).

Tabel 2.14 Overzicht van waargenomen vissoorten gedurende meerdere monitoringsjaren (2003-2004, 2007-2008 en 2011) in offshore windpark Egmond aan Zee (tabel overgenomen uit van Hal et al. 2011). NB: er zijn in de tabel drie soorten opgenomen waarvan de determinatie waarschijnlijk niet correct is.

Dutch name	English name	Scientific name	NSWDEM					NSWPEL				NSWGILL			
			T0 S	T0 W	T1 S	T1 W	T5 W	T5 S	T0 Sp	T0 Au	T1 Sp	T5 Sp	T5 Sp	T5 S	
1 Pitvis	Common dragonet	Callionymus lyra	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2 Haring	Herring	Clupea harengus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3 Schar	Dab	Limanda limanda	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
4 Wijting	Whiting	Merlangius merlangus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
5 Schol	Plaice	Pleuronectes platessa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6 Armmodytes	Sandeel species	Armmodytes sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
7 Smelt	Greater sandeel	Hyperoplus lanceolatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8 Zeedonderpad	Bull rout	Myoxocephalus scorpius	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9 Sprat	Sprat	Sprattus sprattus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
10 Dvergtong	Solenette	Buglossidium luteum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11 Kleine pieterman	Lesser weever	Echiichthys vipera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
12 Bot	Flounder	Platichthys flesus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
13 Tong	Sole	Solea solea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
14 Hornsmaakreel	Horse mackerel	Trachurus trachurus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
15 Schurftvis	Scadfish	Amoglossus laterna	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
16 Kabeljauw	Cod	Gadus morhua	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
17 Grondel	Goby species	Pomatoschistus sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
18 Harnasmannetje	Hooknose	Agonus cataphractus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
19 Makreel	Mackerel	Scomber scombrus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
20 Griet	Brill	Scophthalmus rhombus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
21 Steenbolk	Bib	Trisopterus luscus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
22 Grauwe poon	Grey gurnard	Eutrigla gurnardus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
23 Tarbot	Turbot	Psetta maxima	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
24 Syngnathus	Pipefish species	Syngnathus sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25 Vijfdradige meun	Fivebeard rockling	Ciliata mustela	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26 Mul	Striped red mullet	Mullus surmuletus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
27 Rode poon	Tub gurnard	Trigla lucerna	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
28 Glasgrondel	Transparent goby	Aphia minuta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
29 Rasterpitvis	Reticulated dragonet	Callionymus reticulatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
30 Ansjovis	Anchovy	Engraulis encrasicolus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
31 Tongschar	Lemon sole	Microstomus kitt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
32 Pelsler	Pilchard	Sardina pilchardus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
33 Dvergbolk	Pour cod	Trisopterus minutus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
34 Fint	Twaite shad	Alosa fallax	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
35 Snotolf	Lumpsucker	Cyclopterus lumpus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
36 Driedoornige stekelbaars	Stickleback	Gasterosteus aculeatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
37 Slakdolf	Sea-snail	Liparis liparis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
38 Geep	Garfish	Belone belone	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
39 Adderzeenaald	Snake pipefish	Entelurus aequoreus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
40 Groene zeedonderpad	Sea scorpion	Taurulus bubalis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
41 EIT *	Allis shad *	Alosa alosa *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
42 Zeebaars	Sea bass	Dicentrarchus labrax	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
43 Vierdradige meun	Four-bearded rockling	Enchelyopus cimbrius	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
44 Rivierprik	Lamprey	Lampetra fluviatilis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
45 Spiering	Smelt	Osmerus eperlanus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
46 Bovenvis	Butterfish	Pholis gunnellus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
47 Stekelroog	Roker	Raja clavata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
48 Kleine kooimaarvis *	Big-scale sand-smelt *	Atherina boyeri *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
49 Trekkervis	Grey triggerfish	Balistes carolinensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
50 Gevlekte pitvis *	Spotted dragonet *	Callionymus maculatus *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
51 Kliplipvis	Goldsinny wrasse	Oenolabrus rupestris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
52 Zwarte grondel	Black goby	Gobius niger	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
53 Heilbot	Halibut	Hippoglossus hippoglossus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
54 Lichtend sprotje	Pearl side	Maurulicus muelleri	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
55 Blauwe wijting	Blue whiting	Micromesistius poutassou	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
56 Gevlekte gladde haal	Starry smoothhound	Mustelus asterias	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
57 Zalm	Salmon	Salmo salar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

2.7 Benthos

Algemeen

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele (bijv. krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende (bijv. anemonen en zakpijpen) levenswijze. In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthos gemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten zoals stenen, grind of schelpdierbanken als kunstmatige harde substraten zoals scheepswrakken, dijken, kunstwerken en platforms inclusief windturbines op zee) en zacht substraat (zachte bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). De soorten hebben uiteenlopende groottes en levensstrategieën zoals filter feeders, roofdieren en aaseters. Typerend in het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'bio-engineers', soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijv. schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelpkokerwormen.

Het benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor Nederland wordt doorgaans gesproken over de benthos gemeenschap van het Nederlands Continentaal Plat (NCP). De meest soortenrijke benthos gemeenschappen van het NCP bevinden zich op de Doggersbank en Oestergronden (Craeymeersch *et al.* 2008; Daan *et al.* 2009). De Nederlandse Noordzeekustzone is aanzienlijk soortenarmer onder andere door een lagere saliniteit, hogere variabiliteit in klimatologische en hydrologische omstandigheden en verstoring door de mens, zoals vervuiling en eutrofiëring (Craeymeersch *et al.* 2008). De biodiversiteit en dichtheden en biomassa's van macrobenthos en megabenthos zijn relatief laag ten opzichte van andere gebieden in de Noordzee (Bos *et al.* 2011; Van Moorsel 2003). Het plangebied windenergiepark Hollandse Kust (zuid) bevindt zich in deze relatief soortenarme kustzone

In de kustzone wordt de bodem voor het grootste gedeelte gedomineerd door zand en is onderhevig aan een hoge dynamiek. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten (zoals wormen en schelpdieren). Plaatselijk zijn harde substraten aanwezig, zoals scheepswrakken en windparken. Hier bevindt zich ook benthos dat geassocieerd is met harde substraten.

Kustzone, overgangszone en gebied op zee

De Noordzee kustzone langs de Nederlandse kust kan onder worden verdeeld in verschillende zones:

- Kustzone
- Overgangszone
- Gebied op zee

Voor de Hollandse kust is de kustzone slechts 5 kilometer breed en reikt ongeveer tot de 15 meter dieptelijn (NAP) (Van Duin *et al.* 2011). Door het dynamische karakter van deze zone komen hier vooral bodemdieren voor die een relatieve korte levensduur hebben en hieraan aangepast zijn door een snelle reproductie en een groot aantal nakomelingen (zogenaamde r-strategen). Ondanks de relatief lage diversiteit in de kustzone, laten schelpdiersurveys zien, dat hier wel de hoogste biomassa's worden gevonden (Hal *et al.* 2012; De Jong *et al.* 2015). Dit komt door de aanwezigheid van schelpdierbanken. Ten aanzien van schelpdierbanken in de kustzone hebben in de afgelopen decennia duidelijke veranderingen plaats gevonden. Terwijl in de jaren negentig nog rijke *Spisula subtruncata* schelpdierbanken in de kustzone voorkwamen, is tegenwoordig de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus* / *Ensis americanus*) een van de dominante soorten en zijn de *Spisula*banken voor het grootste gedeelte verdwenen (Hal *et al.* 2012). Uit de studie van De Jong *et al.* (2015) in de kustzone van de Noordzee, blijkt dat de soortenrijkdom en biomassa van macrozoobenthos het hoogst op een diepte van 20 m met een korrelgrootte van 200 µm is.

Tussen de kustzone en het gebied op zee kan een overgangszone worden onderscheiden (Van Scheppingen & Groenewold 1990 in Van Duin *et al.* 2011). Deze zone wordt begrensd van circa 5 kilometer tot 20 kilometer uit de kust. De bodemdiergemeenschappen in deze zone wordt gekarakteriseerd door een relatief hoge dichtheid en biomassa aan kreeftachtigen, maar verder zeewaarts wordt de bodemdiergemeenschap steeds meer gedomineerd door wormen. Schelpdieren komen hier veel minder voor dan in de kustzone.

De gemeenschap op zee wordt qua dichtheid gedomineerd door polychaeten. Zij heeft als kenmerkende soorten de polychaete wormen *Nephtys cirrosa*, *Magelona papillicornis* en *Spiophanes bombyx*, de vlokreeftjes *Bathyporeia elegans*, *B. guilliamsoniana*, *Urothoe brevicornis* en *U. poseidonis* (Van Duin *et al.* 2011). Voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust neemt de biomassa in zeewaartse richting snel af. De gemiddelde biomassa van de gemeenschap op zee is met 13,6 gram AVDG/m² circa drie maal zo laag als de kustgemeenschap (Van Duin *et al.* 2011). Grote en dichte schelpenbanken ontbreken, de biomassa wordt meer bepaald door kreeftachtigen en stekelhuidigen. Alleen een soort als *Donax vittatus* (het zaagje) kan plaatselijk in tamelijk hoge dichtheden voorkomen (Holtmann *et al.* 1996 in Van Duin *et al.* 2011).

Soortengemeenschap van het plangebied

Er zijn geen specifieke onderzoeken naar bodemdieren in het plangebied uitgevoerd. Wel zijn in de laatste twee decennia diverse inventarisatie- en monitoringonderzoeken in de Noordzee kustzone uitgevoerd die een beeld kunnen schetsen van het benthos zoals dat waarschijnlijk aanwezig is in het plangebied.

Benthos in offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ)

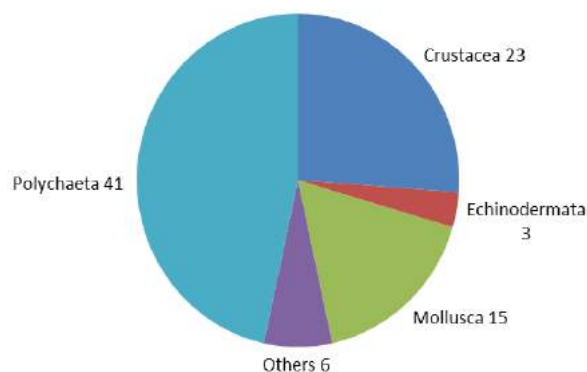
De meest representatieve bemonstering voor het huidige plangebied komt daarbij uit de monitoring van de benthos in het relatief dichtbij gelegen offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) dat in 2006 is gebouwd. In het OWEZ en aangrenzende

referentiegebieden is in 2011 een uitgebreide bemonstering uitgevoerd op basis van box-core sampling (Bergman *et al.* 2012). Hierbij zijn in totaal 88 benthos soorten aangetroffen waarbij de soortengemeenschap gedomineerd werd door wormen en kreeftachtigen (figuur 2.20).

In 2003 werden in een eerdere monitoringsronde van het OWEZ in totaal 115 soorten bodemdieren aangetroffen (Jarvis *et al.* 2004). Het benthos werd ook in 2003 gedomineerd door wormen, waarvan veel soorten een 'patchy' verspreiding vertoonden. Daarnaast waren kleine kreeftachtigen algemeen. Er werden in 2003 vijf soorten weekdieren aangetroffen (Glanzende tepelhoorn, (*Polinices pulchellus*), Ovale zeeklitschelp (*Tellimya ferruginosa*), strandschelp (*Spisula spp.*), rechtsgestreepte platschelp (*Fabulina fabula*) en zaagje (*Donnax vittatus*) die in relatief lage dichtheden voorkwamen en een stekelhuidige (zeeklit (*Echinocardium cordatum*)).

Benthos data in Sole Net Surveys (SNS)

Tijdens platvis-surveys die worden uitgevoerd met een 6 meter boomkor worden ook bijvangst van bodemdieren genoteerd. De gemiddelde vangsten van een van de raaien die in (de buurt van) het plangebied ligt (raai voor IJmuiden nummer 630) zijn gepresenteerd in Van Duin *et al.* 2011 en zijn in tabel 2.15 weergegeven.



Figuur 2.20 Verdeling van aangetroffen benthos soorten (n=88) over verschillende groepen in offshore windpark Egmond aan Zee in 2011 (uit Bergman *et al.*, 2012).

Uit tabel 2.15 blijkt dat soorten als gewone zeester (*Asterias rubens*), gewone garnaal (*Crangon crangon*), mesheften (*Ensis spp.*), gewone zwemkrab (*Liocarcinus holsatus*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*) en heremietkreeftjes (*Pagurus spp.*) het meest gevangen worden. Schelpdieren, anders dan mesheften (*Ensis spp.*), strandschelpen (*Spisula spp.*) en zaagjes (*Donax vittatus*) worden nauwelijks aangetroffen en zeeklitten (*Echinocardium cordatum*) komen in matige dichtheden voor (Van Duin *et al.* 2011).

Benthos in het plangebied

Op basis van habitatovereenkomsten is de benthos gemeenschap in het plangebied waarschijnlijk vergelijkbaar zoals die beschreven zijn in de surveys in het nabij gelegen OWEZ en in de IJmuiden raai in de platvis-survey.

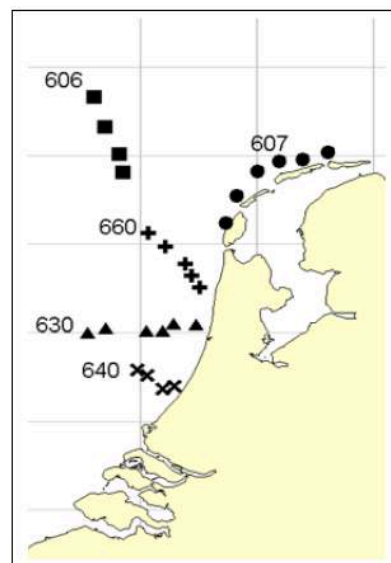
Het benthos in het plangebied wordt daarbij waarschijnlijk gedomineerd door polychaete wormen, enkele soorten schelpdieren (met name strandschelpen, zaagjes, platschelpen en mesheften) en een stekelhuidige (zeeklit). Op de bodem zijn ook gewone zeester, gewone garnaal, gewone zwemkrab, gewone slangster en heremietkreeftjes naar verwachting algemeen.

In het plangebied komen geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten zoals Noordkromp (*Artica islandica*), purperslak (*Nucella lapillus*) en platte oester (*Ostrea edulis*).

Ook kent het plangebied geen hoge biodiversiteit aan bodemleven. De diversiteit is laag tot gemiddeld (figuur 2.21) in vergelijking tot het overige deel van de Noordzee (CBS *et al.* 2012).

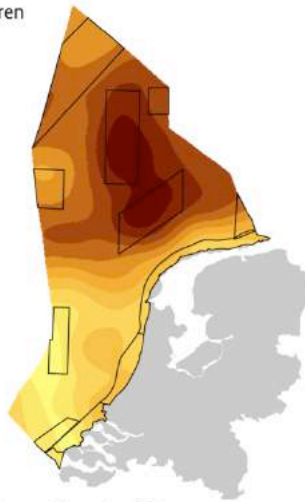
Tabel 2.15 Ontleend aan Van Duin *et al.* 2011. De gemiddelde vangsten van macrobenthos (inclusief (pijl)inktvissen) tijdens de SNS surveys (1995 tot en met 2005), voor de IJmuiden raai (630), voor de stations op zee, gedefinieerd als de stations dieper dan 20 meter. Gegeven zijn de gemiddelde vangst (aantallen) per afgevisste hectare over alle stations dieper dan 20 meter en alle jaren.

Macrobenthos soort (SNS surveys)	IJmuiden raai
Aequipecten opercularis	0.05
Alloteuthis subulata	0.61
Anthozoa	5.24
Asterias rubens	498.71
Atelecyclus rotundatus	0.26
Buccinum undatum	0.02
Cancer pagurus	0.13
Carcinus maenas	0.03
Chamelea galina	0.03
Corystes cassivelaunus	0.26
Crangon crangon	59.87
Donax vittatus	1.53
Echinidae	0.31
Echinocardium cordatum	0.68
Echinocardium sp.	0.42
Ensis sp.	1.03
Hyas sp.	0.00
Liocarcinus depurator	0.07
Liocarcinus holsatus	284.85
Liocarcinus marmoreus	0.17
Loligo sp.	0.08
Lunatia alderi	0.02
Macoma balthica	0.00
Macropodia rostrata	0.03
Mytilus edulis	0.02
Necora puber	0.07
Ophiura albida	2.85
Ophiura ophiura	97.33
Ophiura sp.	480.81
Pagurus bernhardus	20.19
Pagurus sp.	61.65
Pirimela denticulata	0.07
Psammechinus miliaris	0.67
Sepia officinalis	0.03
Sepia sp.	0.02
Sepiolo atlantica	0.09
Sepiolo sp.	0.00
Spatangus purpureus	0.07
Spisula solida	0.01
Spisula sp.	0.91



Biodiversiteit Noordzee, 1991 – 2010

Bodemdieren



Aantal soorten (Index)

Hoog

Laag

Gebieden met bijzondere
ecologische waarde

Bron: RWS; Imares; bewerking PBL

PBL/sep12
www.do.nl/nl215901

Figuur 2.21 Diversiteit Benthos Noordzee (bron: CBS et al. 2012).

3 Effecten windturbines op natuur

De bouw van windparken in de Noordzee heeft uiteenlopende gevolgen voor zeevogels, trekkende landvogels en trekkende vleermuizen. In de nu volgende paragrafen volgt een overzicht van de beschikbare kennis omtrent de effecten van windparken op zee op vogels en vleermuizen. Hiervoor zijn onderzoeksresultaten uit zowel Nederland als elders uit West Europa geraadpleegd. In het algemeen kunnen er drie hoofdeffecten van windturbines op vogels (en vleermuizen) worden onderscheiden (b.v. Drewitt & Langston 2006):

1. **Aanvaringen** - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten.
2. **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.
3. **Habitatverlies** - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats, kortweg ook wel "verstoring" genoemd. Vogels verlaten als gevolg van de aanwezigheid van een (draaiende) windturbine een bepaald gebied rond de windturbine dan wel het windpark. De verstoringafstand verschilt per soort. Dit leidt er toe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Verstoring van broedgebieden wordt hier buiten beschouwing gelaten omdat op zee geen vogels broeden.

Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald *et al.* 2008). In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar het meest waarschijnlijke verklaring is 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). Vanwege dit aantrekkings-effect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat locaties op zee geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen tijdens de ontwikkeling en het gebruik van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid):

- **Aanlegfase** - aanleg van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Gebruiksfase** - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Verwijderingsfase** - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.

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 bouw van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en de UK. Om tot een effectbeschrijving te komen voor een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn de resultaten van bovengenoemd onderzoek gebruikt in dit hoofdstuk. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen. Een samenvatting van de belangrijkste resultaten wordt gegeven in tabel 3.1 Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark aldaar op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien de nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

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

Land	Soort(en)	Resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen versterking van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijking van zee-eenden en vliegbewegingen van meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijking door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-genten, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuwen drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw en alkachtigen. Aantrekking van aalscholers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuwen, geen uitwijking bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.

3.1 Vogels - Aanvaringen

Boven zee vliegen zowel lokaal verblijvende zeevogels als trekkende zee- en landvogels. Een deel van deze vliegbewegingen vind plaats op rotorhoogte van windturbines, waardoor deze vogels kans hebben om in aanraking te komen met de rotorbladen wat over het algemeen de dood tot gevolg heeft. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden, echter in diverse landen om ons heen is geprobeerd om aantallen aanvaringslachtoffers vooraf te berekenen, en een enkele studie aan de kust maakt een inschatting van de mogelijke effecten van aanvaringen.

3.1.1 Constructiefase

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

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten, maar met name vogels, aan 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 direct mortaliteit tot gevolg. Bovendien kunnen vogels gevangen raken in het licht en vliegend rondom de lichtbron uitgeput raken, of door desoriëntatie boven zee verdwaald raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, echter anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1% norm van de natuurlijke sterfte (die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde) (Bruinzeel *et al.* 2009).

3.1.2 Operationele fase

Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (b.v. Collier *et al.* 2011, 2012). Diverse testprojecten zijn uitgevoerd in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk maar bruikbare resultaten zijn nog niet gepubliceerd.

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (b.v. Everaert & Stienen 2007, Gyimesi *et al.* 2012). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (b.v. Drewitt & Langston 2006). Er is momenteel maar één waarneming bekend van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee en deze vond plaats in Zweden. Hier werd met behulp van radar

en visuele observaties onderzoek gedaan naar het vlieggedrag van eiders. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Petterson 2005). Verdere waarnemingen van aanvaringen op zee of waarnemingen van aanvaringslachtoffers in het water ontbreken.

Volgens de huidige afspraken zullen de turbines die gebouwd gaan worden in Hollandse Kust (zuid) uitsluitend worden uitgerust met een rood knipperend toplicht. Verlichting heeft een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), echter de kleur en intensiteit van het licht is van groot belang (Poot *et al.* 2008). En hoewel uit deze studie naar voren kwam dat rood licht een aantrekkende werking heeft, zal een knipperend rood licht minder aantrekking veroorzaken dan een continue schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (b.v. Band 2000, 2012, Band *et al.* 2007, Troost 2008). 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-uitwijkingpercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston *et al.* (2014). De kracht van deze laatste publicatie is dat hier een review is gemaakt van alle beschikbare data ten aanzien van vlieghoogtes van verschillende soorten zeevogels. In recente jaren zijn enkele publicaties verschenen met nieuwe inzichten ten aanzien van vlieghoogtes, zoals bijvoorbeeld voor de kleine mantelmeeuw (Garthe & Corman 2014, Ross-Smith *et al.* 2016). In de toekomst zou het combineren van al deze afzonderlijke studies op verschillende locaties kunnen leiden tot een aangepaste vlieghoogteverdeling voor deze soort, echter op dit moment is deze nog niet beschikbaar. In het algemeen blijkt uit deze modellen dat bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringslachtoffers te verwachten zijn dan bij lagere tiplaatjes.

Voor diverse parken en potentiële parken in West-Europa zijn in het verleden slachtofferberekeningen gemaakt, waarbij de totale aantallen slachtoffers uiteenlopen tussen de tientallen en tienduizenden aanvaringen per windpark per jaar.

3.1.3 Verwijderingsfase

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

3.2 Vogels – Barrièrewerking

Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines en hele windparken (b.v. Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op lang bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken, echter in het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd.

3.2.1 Constructiefase

Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal gebouwde turbines.

3.2.2 Operationele fase

Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark op zee om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (b.v. Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014). Ze ervaren windparken als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan dus zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. Dit uitwijkgedrag is onder te verdelen in uitwijking rond het park (**macro-uitwijking**) en uitwijking rond individuele turbines (**micro-uitwijking**). Beide typen worden hieronder behandeld.

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

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012), echter het onderzoek naar de gevolgen van barrièrewerking staat nog in de kinderschoenen. Verdere gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er niet. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedselzoeken (Everaert & Stienen 2007)

maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden 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). Echter onbekend is wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Daarom wordt dit hieronder in meer detail behandeld.

Macro-uitwijking

Onder Macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Micro-uitwijking is de uitwijking van vliegende vogels voor individuele turbines. In Denemarken is voor bepaalde soorten een verschil vastgesteld tussen uitwijking overdag en uitwijking in de nacht. Nabij windpark Nysted vlogen gedurende de nacht ondermeer eiders en zwarte zee-eenden dichter tot het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5 – 3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel migrerende vogels door het windpark in vergelijking met overdag. Radargegevens wezen erop dat de meeste vogels boven turbinehoogte vlogen. Uitwijking rond de windparken vond plaats vanaf 5 kilometer afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden.

Na oprichting van een nearshore 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.

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

Een vergelijk patroon is zichtbaar in windpark OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011). Uit dit onderzoek bleek dat uitwijking het grootst is bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alken en zeekoeten en zwarte zee-eend. Ganzen, zwanen en eenden waren trekkende landvogels die uitweken voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en langstreckende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28 % lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1 – 2 kilometer voor het windpark tot 3 – 4 kilometer na het verlaten van

het windpark. De vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 meter rond turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 kilometer hoogte.

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

Micro-uitwijking

Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Krijgsveld *et al.* (2011) hebben vastgesteld dat de meeste vogels binnen het OWEZ windpark op actieve wijze windturbines ontweken. Hierbij zijn geen vogels waargenomen die door het rotoroppervlak vlogen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines veelal gemeden. Van de vogels die wel het windpark in vlogen, week 66% van de vogels uit op 50 meter van de turbine. In totaal is de gemeten vermijding van individuele turbines door vogels in het OWEZ windpark 97,6%.

Volgens de huidige stand van wetenschappelijke kennis uitwijking wordt voor de meeste soorten geschat op 98% en voor de meeste zeevogels op 99% (Cook *et al.* 2012). Het Schotse SNH schrijft voor om 98% als basisgetal te gebruiken voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), echter Cook *et al.* (2012) beschouwen 99,75% als een betere inschatting van de uitwijking van deze groepen. In dit rapport hebben wij er echter voor gekozen om de soort(groep)specifieke uitwijkingpercentages te hanteren (gebaseerd op een groot aantal bronnen) zoals samengevat door Maclean *et al.* (2009). Zij concludeerden om uitwijkingpercentages van 99% te hanteren voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholver, sterns en papegaaiduiker, 99,5% voor jan-van-gent, alkachtigen en meeuwen, en 99,9% voor noordse stormvogel en pijlstormvogels totdat betere informatie beschikbaar komt.

3.2.3 Verwijderingsfase

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

3.3 Vogels – Habitatverlies

Zeevogels rusten en zoeken voedsel op zee en met name lokaal verblijvende soorten kunnen daardoor verstoord worden door windparken op zee. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond windparken op zee in Denemarken en ook in

Nederland en België. Echter de beschikbare informatie over versturende effecten van windparken op zee is nog altijd beperkt.

3.3.1 Constructiefase

Over verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een windpark op zee zijn momenteel geen aparte publicaties met kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de operationele fase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een versturende werking heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het versturende effect van boten voor zeevogels is echter wel tijdelijk en de duur van verstoring is soortspecifiek. Duikers en zee-eenden bijvoorbeeld blijven lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, meeuwen landen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek.

Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende bouwactiviteit), plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De wel aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Wel is het zo dat andere bouwactiviteiten gedurende een langer seizoen werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen versturend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

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

3.3.2 Operationele fase

De versturende effecten van windparken op zee kunnen variëren van een licht versturende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale verstoring (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort). Verstoring kan verschillende oorzaken hebben zoals:

1. geluid;
2. aanwezigheid van turbines;
3. aanwezigheid van boten, mensen en materieel.

Geluid

Tijdens de operationele fase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de operationele fase in vergelijking met het al aanwezige

achtergrondgeluid (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 bouw vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de operationele fase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphysen 2007).

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. Wel is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt. De vogels die het sterkste vermijdingsgedrag vertonen zijn meestal soorten die zich relatief veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen) en die onderwater 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).

In het kavelbesluit van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vogels in offshore gebieden, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vogels leiden. Wel kan verondersteld worden dat voor zeevogelsoorten waarvan bekend is dat zij windparken vermijden (alk, zeekoet, duikers), visuele aspecten van windparken een belangrijke rol spelen en een verhoogd geluidsniveau een verwaarloosbare verandering zal betekenen. Bij vogelsoorten die momenteel niet verstoringgevoelig voor windparken lijken te zijn (bijvoorbeeld meeuwen), zullen verhoogde geluidsniveaus wellicht tot een toenemend uitwijkgedrag leiden, maar daarmee zal tegelijkertijd het aantal aanvaringslachtoffers ook dalen. Hoe de gecombineerde werking van dergelijke effecten zal uitpakken, kan slechts met een gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Aanwezigheid turbines

De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. In onderzoek in Deense windparken werden dichtheden van vogels in het windpark vergeleken met de dichtheden op de locatie voor de bouw van het windpark, alsmede in zones van 2 en 4 km rond het windpark. Vrijwel alle zeevogels bleken na aanleg het windpark te mijden: dit gold voor duikers (roodkeel- en parelduiker), zwarte zee-eend, ijseend en alk/zeekoet (de laatste twee soorten konden tijdens de (vliegtuig)surveys niet van elkaar worden onderscheiden). De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007).

Vooral soorten die vooral zwemmend op zee voorkomen en die duikend onder water foerageren (roodkeelduiker, alk, zeekoet) bleken sterk vermijdingsgedrag te vertonen. Echter inmiddels blijkt dat zwarte zee-eenden wel weer gebruik maken van Horns Rev (Danish Energy Agency 2013) alhoewel nog immer in lagere dichtheden dan voor de bouw van het park (Petersen *et al.* 2014b). In eerste instantie meden deze vogels het operationele windpark totaal, terwijl in de zone tot 4 km rond het windpark nog een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Voor de jan-van-gent was het vermijdingspercentage moeilijk vast te stellen omdat er maar weinig van deze vogels werden gezien in het gebied, maar de beste schatting was een vermijdingspercentage van 38% tot op 4 km rond het park. Sterns daarentegen meden het park totaal, maar foerageerden wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007).

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (b.v. Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Ook in PAWP kwamen aanwijzingen naar voren dat bijvoorbeeld zeekoeten meer verstoord worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011 & 2012). Significant waren deze resultaten echter niet (A. Zuur (appendix C) in Rijkswaterstaat 2015).

Uit het radar en visueel onderzoek bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) komt naar voren dat verstoring van vliegpaden en habitatverlies door het windpark veelal plaatsvindt bij duikers, jan-van-gent, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Van de trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen. Uit de scheepstellingen bij OWEZ (Leopold *et al.* 2010 & 2012) blijkt dat er sterke aanwijzingen waren dat zeekoeten werden verstoord binnen het windpark en daardoor in lagere dichtheden daar voorkwamen. Voor de meeste overige soorten was dit patroon minder duidelijk, maar statistisch significant habitatverlies werd ook vastgesteld voor duikers, fuut, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern (Leopold *et al.* 2012). Het gebied rond OWEZ bleek tamelijk vogelluw wat betreft de echte zeevogels, waardoor effecten van verstoring op deze groep moeilijk waren vast te stellen. In PAWP kwamen deze soorten in grotere aantallen voor, en hier werd habitatverlies door het windpark vastgesteld voor jan-van-gent, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet en alk (Leopold *et al.* 2012).

In recent onderzoek in twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, werden enkele statistisch significante effecten gevonden van windturbines op de aantallen vogels. Zo meden jan-van-gent, zeekoet, en alk één van de parken, terwijl zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in hogere dichtheden werden aangetroffen (Vanermen *et al.* 2014). Echter in veel gevallen was de steekproefgrootte (dekking en hoeveelheid surveys) de limiterende factor voor het aantonen van significante relaties. Wel werden enkele

aanvullende trends duidelijk. Zo werd aantrekking geconstateerd voor verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw (Vanermen *et al.* 2013).

Ook in Duitsland is intensief onderzoek gedaan naar de effecten van het Alpha Ventus windpark op zee (12 turbines) op de verspreiding en gedrag van vogels (BSH & BMU 2014). Ook hier werden na aanleg van het windpark hogere aantallen dwergmeeuwen geconstateerd in het studiegebied (ongeveer 17,5 bij 27 km), alhoewel dit niet gold binnen de grenzen van het park, maar voornamelijk tussen de 3 en 10 km afstand van het park. Vermijding werd hier geconstateerd voor duikers, mogelijk voor jan-van-gent (kleine steekproefgrootte), kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoeten (Mendel *et al.* 2014). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, de aantallen waren echter lager ten opzichte van de situatie voor de bouw van het park.

In het Verenigd Koninkrijk werden bij het windpark Robin Rigg hogere dichtheden duikers, aalscholvers en grote meeuwen gevonden na aanleg van het windpark. Lagere dichtheden werden vastgesteld voor jan-van-gent, noordse pijlstormvogels, drieteenmeeuwen, alken en zeekoeten (Walls *et al.* 2013).

Aanwezigheid mensen en materieel

Verstoring kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten. Voorlopig wordt aangenomen dat het habitatverlies een permanent karakter heeft, dus aanwezig blijft zolang het windpark operationeel is. Onderzoek in Denemarken heeft echter laten zien dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark, dat wil zeggen het windpark wel binnengaan enkele jaren na de bouw (Petersen & Fox 2007). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning zal optreden is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee. Als dit “onrust aan de horizon” zou zijn, lijkt gewenning op termijn in principe mogelijk. Echter, er zijn vermoedelijk zeer veel en snelle wisselingen tussen individuen op een bepaalde locatie op zee. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp vastgesteld, dat vrijwel de hele “populatie” aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005). Toch was er op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan kopruï bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van individuen die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold, 1994). Dit wijst op een hoge turn-over van individuen op volle zee, waardoor rond een windpark voortdurend nieuwe individuen zouden arriveren, die nog geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Hierdoor zou gewenning dan ook sterk worden tegengewerkt. Indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid, lijkt de kans op gewenning geringer. Voorlopig moet daarom worden uitgegaan van een scenario, waarbij het habitatverlies even lang zal duren als de levensduur van het windpark, inclusief bouw en sloop. Echter de intensiteit van menselijke activiteit is wel

verschillend tussen de onderlinge fases. Tijdens bouw en sloop zal er veel meer scheepvaart en beweging zijn dan bij een operationeel park.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de windparken op zee in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterns/visdieven (niet van elkaar te onderscheiden tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en als gevolg van het ontstaan van getijde-zogs achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012) bleek dat het windpark een aantrekkende werking heeft op aalscholvers, dwergmeeuw en stormmeeuw. Voor PAWP werd aantrekking gevonden voor aalscholver en kleine mantelmeeuw (Leopold *et al.* 2012).

Aanname voor gevolgen van habitatverlies

Het is momenteel onbekend hoe bovenstaand vermijding/verplaatsingsgedrag kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015) wordt op basis van de bevindingen van Bradbury *et al.* (2014) de aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt als gevolg van vermijding. Dat wil zeggen dat 10% van het aantal individuen dat vermijding vertoont zal sterven. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat vermijdingsgevoelige soorten het gehele windparkgebied volledig zullen vermijden (100%). Ook de JNCC (advies orgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als worst case een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden¹. Hierbij adviseert de JNCC uit te gaan van een bepaald vermijdingspercentage, waar in het MER/PB Hollandse Kust (zuid) ervan uit wordt gegaan dat 100% van de dieren vermijding zal vertonen. De hoogte van de sterfte factor is één op één gerelateerd aan de aantallen slachtoffers. Een sterftefactor van 20% geeft dus dubbel zoveel slachtoffers als 10%.

Uit de internationale reviews van het KEC die de overheid heeft laten uitvoeren, blijkt dat deze aanname sterk wordt bediscussieerd/bevraagd, door gebrek aan bewijs

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

omtrent dit onderwerp. Eén van de reviewers geeft aan dat deze aanname tot onrealistische worst-case aannames leidt, de ander geeft aan dat de effect-relatie mogelijk is (sterfte danwel populatie effecten als gevolg van vermijding), maar kwantitatieve onderbouwing hiervan moeilijk bij gebrek aan wetenschappelijk bewijs. In ieder geval zouden reviewers zien dat dit onderdeel in de ideale wereld soort-specifiek zou worden opgepakt, met inachtnaam van ecologisch relevante aspecten zoals windturbine gevoeligheid, voedselbeschikbaarheid en concurrentie.

3.3.3 Verwijderingsfase

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

3.4 Vogels – Indirecte effecten

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

3.4.1 Constructiefase

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 (zie §3.4.2).

3.4.2 Operationele fase

Momenteel is in het gebied van windparken op zee het visserij beperkt mogelijk. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom *et al.* 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2011). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter *et al.* (2010) en Van Hal *et al.* 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het

aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevist worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.

De onbegrensde tipsnelheid van rotors (zie §3.3.2) kan in de operationele fase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in de 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 het effect van verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

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

3.4.3 Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de operationele fase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijk ervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.

3.5 Vleermuizen

Effecten van onshore windturbines op vleermuizen zijn goed gedocumenteerd (b.v. Kunz *et al.* 2007) en in Bijlage III wordt een overzicht gegeven van de bekende literatuur. Boven zee, verder dan 10 km uit de kust, komen uitsluitend trekkende vleermuizen voor en ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn trekkende vleermuizen te verwachten (zie §2.4). Kennis over het voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van windparken op zee is zeer beperkt, maar zal deels vergelijkbaar zijn met effecten op land. Bijvoorbeeld een deel van de trekbewegingen zal mogelijk op rotorhoogte van windturbines plaatsvinden, waardoor vleermuizen kans hebben om in aanraking te komen met de rotorbladen, wat over het algemeen de dood tot gevolg heeft. Gemeten

gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, zijn recentelijk schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers gepubliceerd voor de zuidelijke Noordzee door Rijkswaterstaat (2015). Bij vleermuizen speelt habitatverlies of barrièrewerking geen rol (Cryan *et al.* 2014) en deze aspecten worden dan ook niet in detail behandeld. Omdat op zee locaties geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

3.5.1 Constructiefase

Habitatverlies door de constructie van windparken is niet bekend bij vleermuizen. Vleermuisactiviteit lijkt niet lager te liggen in windparken dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011), wat suggereert dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring of habitatverlies leidt. Er wordt juist verondersteld dat vleermuizen aangetrokken worden door windturbines in plaats van verstoord (Cryan & Barclay 2009). 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. In tegendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit indirecte effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.5.2 Operationele fase

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de operationele fase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald *et al.* 2008; Rydell *et al.* 2010a). Habitatverlies en barrièrewerking lijken geen rol te spelen (Cryan *et al.* 2014).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen, kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. De meeste slachtoffers vallen dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst.

Een recent overzicht van beschikbare literatuur geeft een divers beeld van de effecten van licht (veiligheidsverlichting voor het vliegverkeer) op vleermuizen (Stone *et al.* 2015). Zowel aantrekking als verstoring wordt gemeld. Er is geen eenduidige richting te voorspellen van wat de effecten van de voorgenomen turbine verlichting (knipperend rood toplicht) zal zijn op vleermuizen. Echter het is onwaarschijnlijk dat dit licht een grote aantrekkend effect zal hebben op insecten, en daarmee op vleermuizen.

De vleermuissoorten die behoren tot de geslachten *Pipistrellus*, *Nyctalus* en *Vespertilio* worden het vaakst gevonden als slachtoffers bij windparken. Deze vleermuizen jagen op vliegende insecten. Hun vleugelmorfologie en echolocatie karakteristieken maken hen specialisten voor open gebieden. Vleermuizen die in meer gesloten habitats of laag boven de grond of water foerageren (*Myotis* en *Plecotus* soorten) hebben een laag risico voor aanvaringen (Rydell *et al.* 2010a). Mortaliteit lijkt verder niet beïnvloed worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche *et al.* 2008, Lehnert *et al.* 2014). Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <5 m/s), warme en droge nachten in augustus en september.

De twee vleermuissoorten die verwacht kunnen worden in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten op zee. Het beperkt aantal metingen met batdetectors laat een grote variatie in activiteitsniveaus zien. Ahlen *et al.* (2009) meldden bijvoorbeeld een hoge vleermuisactiviteit op zee, maar hun onderzoekslocaties bevonden zich in nauwe zeegaten tussen twee landlichamen, en zijn dus niet representatief voor windparken op meer dan 10 km uit de kust. Ook de resultaten van OWEZ en PAWP laten grote verschillen zien. Deze hoge mate van variatie maakt directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, zijn recentelijk schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers gepubliceerd voor de zuidelijke Noordzee door Rijkswaterstaat (2015). Het is echter duidelijk dat de gemiddelde vleermuisactiviteit bij windparken op zee enkele meters boven het wateroppervlak laag is in vergelijking met de activiteit bij onshore windparken net boven de grond. Daarnaast ontbreekt de gewone dwergvleermuis op zee nagenoeg, een soort die in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt.

3.5.3 Verwijderingsfase

Vergelijkbaar met de aanlegfase treedt naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen en de verlichte schepen in het gebied leiden niet tot verstoring of habitatverlies. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten kan mogelijk ook hier als een indirect positief effect beschouwd worden.

3.6 Vissen

Het aanleggen van een windenergiepark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale visgemeenschap. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of ontmanteling.
- Effecten van bodemberoering tijdens de aanleg, exploitatie en/of ontmanteling.
- Effect van straling
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.
- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

3.6.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Tijdens de constructiefase zullen heiwerkzaamheden plaatsvinden die gepaard gaan met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen. Deze 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).

In tegenstelling tot zoogdieren hebben vissen geen extern gehoororgaan. Geluid – in de vorm van drukverschillen onder water – kan door vissen op verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen e.a., 2006):

- Het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. In relatie tot het geluid waarom het in het windpark gaat, is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt aan die van het hierna genoemde (gevoeliger) binnenoor.
- 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.

Bij vissen wordt onderscheid gemaakt in soorten die geen zwemblaas hebben en soorten die dat wel hebben. Bij de meeste bodemvissen, waaronder bot (*Platichthys flesus*), schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) ontbreekt de zwemblaas. Bij soorten met een zwemblaas wordt onderscheid gemaakt in soorten met een open en een gesloten zwemblaas. Bij deze soorten is er via de darm een open verbinding tussen de zwemblaas en de omgeving, waardoor het dier via 'boeren' kan compenseren voor eventuele overdruk in de zwemblaas. Veel van de in de Noordzee voorkomende pelagische soorten behoren tot de eerste groep: haringachtigen, zoals fint (*Alosa alosa*), haring (*Clupea harengus*) en sprat (*Sprattus sprattus*), maar ook soorten als zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) en zalm (*Salmo salar*). Ook de grondels (*Gobiidae*), waarvan de meeste soorten een demersale

levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten die over een gesloten zwemblaas beschikken, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*) kunnen beter horen, maar de keerzijde is dat ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld die niet makkelijk weg kan, ook gevoeliger zijn voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid. Voor een overzicht van vissoorten en hun zwemblazen wordt verwezen naar Appendix C in Ainslie (2010).

Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van in het water levende dieren niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties die liggen tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Ter vergelijking: voor de gewone zeehond ligt het gehoorbereik tussen frequenties van ca. 1.000 en 30.000 Hz. In zijn algemeenheid zijn vissen minder gevoelig voor geluid dan zeehonden, ook in het deel van het geluid(sdruk)spectrum waar zij het beste horen. Als dieren geluid kunnen horen, betekent dat echter nog niet dat zij er hinder van ondervinden.

In het laatste decennia is uit onderzoek in de Verenigde Staten, Nederland en België veel meer bekend geworden over mogelijke effecten van impuls geluid op vissen in verschillende ontwikkelingsstadia. De resultaten van die onderzoeken worden hierna kort samengevat, waarna een uitspraak wordt gedaan over het mogelijke risico dat bij de constructie van het windpark substantiële effecten op de visgemeenschap van de Noordzee optreden en daarmee op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

Recent experimenteel onderzoek naar effecten van geluidspulsen vergelijkbaar met die van heiwerkzaamheden op vislarven van enkele typische Noordzee vissoorten konden schadelijke effecten echter niet bevestigen. Laboratoriumproeven waarbij larven van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong (*Solea solea*) bloot werden gesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid toonden geen significante effecten aan ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al.*, 2012). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 206$ dB re $1 \mu Pa^2s$, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

Een recenter veldexperiment waarbij larven van zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) werden blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden ten behoeve van windturbines op zee, konden eveneens geen significante effecten op overleving van vislarven aantonen ten opzichte van een controlegroep (Debusschere *et al.*, 2014). De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van $SEL_{CUM} = 222$ dB re $1 \mu Pa^2s$.

De onderzoeken van Bolle *et al.* (2012) en Debusschere *et al.*, (2014) omvatten een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong) en een soort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars) en geven daarmee

een beeld van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de visgemeenschap in het plangebied. Op grond van deze resultaten is de conclusie dan ook dat geen noemenswaardige sterfte van vislarven als gevolg van de heiwerkzaamheden zal optreden. Popper *et al.* (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Effecten op juveniele en oudere vissen

Uit studies van Caspar *et al.* (2012) en Halvorsen *et al.* (2012a, b) is gebleken dat niet is uit te sluiten dat juveniele en oudere vissen schade kunnen ondervinden als zij aan heigeluid worden blootgesteld. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst. Zij bestudeerden een baars-achtige, een steursoort, een tilapia-achtige en een zalm en stelden fysieke schade aan de zwemblaas vast bij geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 204$ tot 210 dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Halvorsen *et al.* (2012) toonden in een experiment met sub-adulte vissen aan dat vooral soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhouden na blootstelling aan geluidspulsen door heiwerkzaamheden terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. Casper *et al.* (2013) 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.

In Nederland is inmiddels ook een experimenteel onderzoek uitgevoerd waarbij het effect van heiwerkzaamheden op juveniele vis (voorbij het larvale stadium) is onderzocht (Bolle *et al.*, 2014). Hierbij zijn effecten van geluidspulsen representatief voor heiwerkzaamheden op zee onderzocht bij juveniele zeebaars (*Dicentrarchus labrax*). Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel daarvan in relatie tot verschillende geluidsniveaus. In het onderzoek zijn inderdaad verwondingen waargenomen bij vissen die blootgesteld werden aan heigeluid. De verwondingen bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn, na 13 dagen was al enig herstel van verwondingen te zien.

In Popper *et al.* (2014) zijn de meest 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. Hierbij is onderscheid gemaakt in soorten met een open of gesloten zwemblaas en soorten zonder zwemblaas, omdat de verschillen hierin bepalend zijn voor de mate waarin een effect optreedt. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 3.2 opgenomen. Uit het overzicht in de tabel blijkt dat bij geluidsniveaus lager dan SEL_{CUM} van 203 dB re $1 \mu Pa^2 s$, eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen. 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.

In een worst case schatting, waarbij is uitgegaan van een uniforme waterdiepte van 23 m (de maximale waterdiepte in het plangebied) en een bandbreedte in de heil-energie van 1.000 – 3.000 kJ, gaat het om een afstand van ca. 2 – 3 kilometer. De werkelijke afstanden en daarmee het oppervlak waarbinnen een effect kan optreden zullen op de meeste paalposities kleiner zijn.

Tabel 3.2 Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgekluid (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{\text{CUM}}$)

Visgroep	Sterfte en onherstelbare schade	Herstelbare schade	TTS*
Geen zwemblaas	> 219	> 216	>> 186
Open zwemblaas	210	203	> 186
Gesloten zwemblaas	207	203	186

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

De conclusie is dat vissen, als zij al een invloed van (ongemitigeerd) heigeluid ondervinden dit uitsluitend in een klein gebied rondom de heilocatie zal zijn (max. 28 km²). De tijdelijkheid van de geluidsverstoring mede in aanmerking genomen is het niet aannemelijk dat de visgemeenschap van de Noordzee 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.

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk het gebied mijden wanneer bodemberoerende activiteiten plaatsvinden, maar permanente effecten worden niet verwacht, omdat eventuele effecten (zoals bijvoorbeeld vertroebeling) tijdelijk en lokaal zijn. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen. Er zijn echter geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de aanleg van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Studies die het effect van vertroebeling op vissen hebben onderzocht, geven aan dat vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen (De Robertis *et al.*, 2003). Hoewel dit voor piscivore vissen nadelig is worden zooplanktivore vissen blootgesteld aan een lager predatierisico terwijl tegelijkertijd de foerageerkansen van zooplanktivore vissen nauwelijks verminderen bij licht vertroebeling (De Robertis *et al.*, 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vond geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw (*Gadus morhua*) op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewent aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Effecten op vissoorten met een sterk bodemgebonden leefwijze

Vissen met een sterk bodemgebonden 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 beïnvloedt, bijv. het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van bestortingen, kan de schuilplaats inclusief levende exemplaren van de vernietigen. Het bodemoppervlak dat op deze wijze rechtsreeks beïnvloedt wordt is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom waarschijnlijk beperkt, levende exemplaren van de betreffende soorten kunnen echter wel rechtsreeks beïnvloedt worden.

3.6.2 Operationele fase

Effecten van geluid en/of trillingen

Uit onderwatergeluidsmetingen van het in bedrijf zijnde Prinses Amalia Windpark (Jansen & de Jong 2014), blijkt dat operationele geluidsniveaus gemeten worden van SPL = 107 tot 110 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 100 m afstand en SPL = 105 tot 107 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 3800 m afstand. De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) blijkt zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken. De effecten van deze geluiden hebben zeker geen significant effect op vissen.

Dit wordt ook gedeeltelijk bevestigd door vismonitoringen in het offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ). De resultaten van demersale en pelagische visbemonsteringen uitgevoerd enkele jaren voor de aanleg van OWEZ (2003/2004), 1 jaar na de aanleg (2007) en vijf jaar na de aanleg (2011) vertoonden geen significante effecten op de aanwezigheid van vissen binnen het park en in omliggende referentiegebieden (Winter *et al.* 2010, Hal *et al.* 2012). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de scour protection 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. De windturbines lijken juist een aantrekkelijk effect te hebben. Voor tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied. Hoewel niet eenduidig is vast te stellen of geluid – of andere factoren hieraan onderhevig zijn, is verstoring ten gevolge van geluidseffecten van de windturbines voor deze soorten niet uit te sluiten.

Bovendien worden in het kavelbesluit van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen

verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden.

Effect van straling

De parkbekabeling veroorzaakt (elektrische en magnetische) velden. Vissen kunnen elektrische en magnetische velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, behoren tot de bodemvissen. Voor deze soorten is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Haaien zijn daarnaast zeer gevoelig voor magnetische velden en kunnen de kabels tot op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Als bodemvissen een verandering van het magnetisch veld vermijden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière kunnen vormen. Het is theoretisch mogelijk dat de oriëntatie en migratie van deze soorten door de beperkte verandering in het magnetische veld worden beïnvloed. Ook roggen kunnen (tijdelijk) loskomen van de zeebodem en zo de eventuele magnetische effecten ontwijken. Aangenomen kan worden dat de beïnvloeding lokaal is en zich tot niet meer dan enkele meters uitstrekt. In relatie tot het totale beschikbare leefgebied van bodemdieren op het NCP is het mogelijke effectgebied verwaarloosbaar.

De effecten van de exportkabel naar het elektriciteitsnet op land worden in een separaat MER beoordeeld, behorende bij het besluit Net op Zee voor de Hollandse Kust (zuid).

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbine staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken trekken scholen vis aan, zoals in 2013 aangetoond tijdens een biodiversiteisonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee (Lengkeek *et al.*, 2013). De monopiles van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten vis.

Deze aantrekkende werking van de monopiles van windturbines is in ieder geval aangetoond bij de monitoring van het OWEZ. Op basis van sonar observaties 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 het is niet uit te

sluiten dat ook haringachtigen rondom de monopiles aanwezig waren (Couperus *et al.*, 2010; Hal *et al.*, 2012).

Daarnaast wordt ook kabeljauw aangetrokken door de harde structuren. Dichtheden van kabeljauw waren aanzienlijk hoger in netten in de directe omgeving van monopiles in het OWEZ dan in de rest van het park (van Hal *et al.*, 2012). Naast genoemde soorten worden ook grote aantallen steenbolke aangetroffen rondom de monopiles in zowel OWEZ (Bouma *et al.*, 2009) als een Belgisch windpark (Reubens *et al.*, 2011). Mogelijk maken de vissen gebruik van de harde structuren als schuilplaats en benutten ze de nieuwe bodemdiergemeenschappen als voedselbron.

Hoewel de monopiles een duidelijk aantrekkende werking hebben voor vissen zijn er in het OWEZ ook soorten 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. Dit betreffen vooral platvissen (tong, schar en schol) en wijting (van Hal *et al.*, 2012). Het is niet eenduidig vast te stellen of de aanwezigheid van de monopile als harde structuur of andere factoren zoals geluidsproductie door de windturbines hieraan onderhevig zijn.

Effect van verbod op bodemberoerende visserij

Na realisatie van windpark in het plangebied mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Dit biedt in potentie bescherming voor vissen die in het park verblijven, met name voor soorten met een bodemgebonden levenswijze zoals platvissen, zeedonderpadden, harnasmannetjes, pitvissen en grondels.

Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht voor 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 is de periode 2006 – 2011 dus geen aantoonbaar positief effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van de visbestanden in het windpark.

Voor kabeljauw lijkt het OWEZ park wel een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens *et al.* 2011). Voor gezenderde tong kon deze kraamkamerfunctie van het OWEZ park echter niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012).

Het uitsluiten van bodemberoerende visserij zal waarschijnlijk vooral bodemlevende vissen beïnvloeden. Omdat de vismonitoring van het OWEZ echter weinig effecten

aantoont van het verbod van visserij (inclusief bodemberoerende visserij) op bodemvissen in het OWEZ (in het bijzonder platvissen), lijkt er vooralsnog niet echt duidelijk sprake te zijn van een positief effect van een verbod van bodemberoerende visserij in het plangebied op de vispopulatie.

3.6.3 Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zullen geen heiwerkzaamheden meer plaatsvinden. effecten van geluidspulsen zoals tijdens de constructiefase zijn niet aan de orde. Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen de deze visfaciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zeer waarschijnlijk een negatief effect hebben op de vispopulatie zoals die zich ontwikkelt heeft in het windpark tijdens de operationele fase.

3.7 Benthos

Het aanleggen van een windenergiepark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale benthosgemeenschap. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of ontmanteling.
- Effecten van bodemberoering tijdens de aanleg, exploitatie en/of ontmanteling.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.
- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

3.7.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Tijdens de constructiefase zullen heiwerkzaamheden plaatsvinden die gepaard gaan met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen. Deze geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor het benthos. Er is slechts in beperkte mate onderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluidspulsen op bodemdieren, waardoor de effecten lastig te bepalen zijn.

Voor de bepaling van effecten van onderwatergeluid kan worden gekeken naar de staat van de bodemdieren voor en na de aanleg van een windpark. Uit de benthos monitoring van het OWEZ windpark zijn geen grote veranderingen aangetroffen in de benthos gemeenschap voor en na de aanleg van het windpark die op grote schade duiden en ten gevolge van de constructie van het park (Bergman *et al.*, 2012). Het is daarmee niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied een negatief effect zal hebben de aanwezige benthospopulatie of recruitment processen van benthos.

Effecten van bodemberoering

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase van het windpark zullen tijdelijk de benthosgemeenschap kunnen verstoren, bijvoorbeeld ten gevolge van vertroebeling. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water, zoals Amerikaanse zwaardschede *Ensis* (Witbaard & Kamermans, 2009; Kamermans & Dedert, 2012). Omdat verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten slechts tijdelijk zijn en schelpdieren in het gebied relatief robuust zijn tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties zijn geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdierbanken in het plangebied te verwachten.

3.7.2 Operationele fase

Effecten van geluid en/of trillingen

De geluidsniveaus van een operationeel windpark zijn relatief laag vergeleken met de geluidspulsen zoals die geproduceerd worden tijdens heikwerkzaamheden in de constructiefase van het park. Omdat uit de benthos monitoring van het OWEZ windpark geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthos gemeenschap voor en na de aanleg van het windpark (Bergman et al., 2012), wordt er vanuit gegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthos gemeenschappen verwaarloosbaar zijn.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbine staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthos gemeenschap. Tijdens een biodiversiteisonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee werden 165 soorten op de wrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.*, 2013). Op de monopiles van het windpark zal zich na verloop van tijd waarschijnlijk ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen.

Een dergelijke ontwikkeling is ook waargenomen op de monopiles van het OWEZ windpark (Bouma & Lengkeek, 2009; 2012) Hierbij 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.

De bodemdiergemeenschappen die zich op deze harde structuren vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toe zal nemen.

De monopiles herbergen hierbij waarschijnlijk ook exoten. Dit zal echter de vestiging van exoten niet anders faciliteren dan de huidige scheepswrakken die talrijk aanwezig zijn in de Noordzee.

Effect van verbod op bodemberoerende visserij

Na realisatie van een windpark in het plangebied mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast hetgeen op de lange termijn mogelijk een positief effect heeft op benthos. 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 tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken (Jongbloed *et al.* 2013), evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (van Denderen *et al.* 2014; Reiss *et al.* 2009, Eigaard *et al.* 2016). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem. Hierdoor kan er bijvoorbeeld meer witte dunschaal gaan groeien (de Jong *et al.* 2015). Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Resultaten van benthos bemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park (in 2011) konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.*, 2012).

3.7.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een faciliterende werking hebben op met name hard substraat geassocieerde benthos soorten. Daarnaast heeft het verbod op bodemberoerende visserij mogelijk een positief effect op lang levende benthos soorten in overig delen van het windpark.

Bij het verwijderen van de windturbines zullen de deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zeer waarschijnlijk een negatief effect hebben op de totale benthos populatie zoals die zich ontwikkelt heeft in het windpark tijdens de operationele fase.

4 Effectbepaling en -beoordeling

In dit hoofdstuk worden de effecten op vogels, vleermuizen, vissen en benthos van een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bepaald op basis van de meest recente, beschikbare kennis uit onderzoek naar effecten van Nederlandse en buitenlandse windparken op zee (§ 3) en de meest recente informatie omtrent de verspreiding en dichtheden van vogels, vleermuizen vissen en benthos in en nabij het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (§ 2). Vervolgens worden deze effecten beoordeeld in het kader van de Nederlandse en internationale natuurwetgeving (§1.3). De beoordeling voor vogels vindt plaats op basis van twee door te rekenen scenario's (zie §1.2). Elke paragraaf begint met een samenvattende tabel van de effectbeoordeling. Daarna volgt de toelichting in de tekst. Vanwege de beperkte hoeveelheid beschikbare data, is bij vleermuizen, vissen en benthos voor een andere benadering gekozen en wordt de effectbeoordeling in een apart hoofdstuk behandeld.

4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

Tabel 4.1 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Verwijderingsfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket or tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met 63 turbines ruim anderhalf keer zoveel geheid moet worden dan voor de alternatieven met 38 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. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer de meeste, mogelijk voor geluid gevoelige vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2007). Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor deze soorten, maar is het waarschijnlijker dat verstoring door de bijbehorende boten e.d. optreedt.

De omvang van de verstoring door de aanleg van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een goede

temporele planning zullen de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld worden (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. Beide alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de omvang van de negatieve effecten niet dermate groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of mogelijk effecten op doelen van beschermde gebieden.

Bij de aanleg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zullen schepen van en naar het windpark varen. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel nog 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 in het gebied. De duur van de werkzaamheden is momenteel nog onbekend en daarnaast ook weersafhankelijk, maar op basis van ervaringen uit het verleden bedraagt deze bij alle alternatieven waarschijnlijk een bouwseizoen van ca. 4 maanden (juli t/m oktober). Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt in een zeer druk bevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De verwijdering van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een goede temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen enkel windpark op zee afgebroken. Verwacht wordt dat de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten, zeevogels zal verstoren. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. De duur van de werkzaamheden bedraagt bij alle alternatieven circa 4 maanden. Relatief hoge dichtheden van gevoelige soorten zeevogels voor geluid en verstoring door schepen worden alleen verwacht in de winter en het vroege voorjaar, daarna zullen de meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en voor oktober komen de meeste vogels ook niet terug. De omvang van de verstoring varieert dus sterk in de tijd en is eigenlijk alleen

van belang voor een beperkt aantal vogels in april/mei. Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt in een zeer druk bevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – vogelslachtoffers door aanvaringen

In dit rapport is het Extended Band Model (Band 2012) gebruikt om aantallen aanvaringslachtoffers te berekenen. In Bijlage II wordt de theorie achter dit model nader toegelicht en worden de verschillende rekenstappen verder behandeld. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbine karakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

De aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen. Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Over het algemeen zijn de dichtheden zeevogels volgens de scheepstellingen lager dan die volgens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011). Dit kan te maken hebben met de timing van deze surveys die beperkt waren tot een jaar en slechts negen maanden data omvatten. Recentelijk zijn scheepstellingen in de aangrenzende Luchterduinen windpark uitgevoerd (Skov *et al.* 2015a en b). Deze beslaan vijf tellingen, uitgevoerd in twee achtereenvolgende winters. Gezien de hoge variabiliteit van zeevogeldichtheden en verspreiding tussen jaren is in dit MER gekozen om de gegevens van de gecombineerde ESAS/MWTL database (Rijkswaterstaat 2015) te gebruiken. De ESAS/MWTL data beslaan kleine delen van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het zijn de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode zijn verzameld. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verschillende vogeldichtheden berekend.

Jaarlijkse aantallen aanvaringslachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), berekend op basis van de ESAS/MWTL dichtheden, zijn gepresenteerd in tabel 4.2a en 4.2b. Soorten die niet of in lage dichtheden in Kavel III en IV voorkomen, zijn niet gepresenteerd. Voor ganzen/zwanen, eenden, roofvogels, uilen en zangvogels is een andere data bron aangehouden (OWEZ fluxen; Krijgsveld *et al.* 2011) en daar zijn direct fluxen bepaald in plaats van dichtheden. De standaard avoidance-rate (gecombineerde waarde voor micro- en macro-avoidance) is gebaseerd op de soortspecifieke avoidance rates

gerapporteerd door Maclean *et al.* (2009). Dit is conform de methodiek gekozen door Rijkswaterstaat (2015).

Verder zijn in tabel 4.3a en b en in tabel 4.4a en b de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven in Kavel III en IV. Deze gegevens worden verder gebruikt in §4.3 – 4.5. Bij de aanvaringsberekeningen is uitgegaan van driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor tweebladige turbines. Een vermindering in het aantal turbineladen zorgen voor een evenredige vermindering van de aantallen slachtoffers.

*Tabel 4.2a Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, tabel 2.7) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* 2015). *Aantal slachtoffers bij zangvogels is gebaseerd op maximale uitvoering van een 6MW turbine (171 m rotordiameter en 110,5 m ashoogte) ipv minimale uitvoering.*

Soort	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
noordse stormvogel	0	0
jan-van-gent	1	0
eider	7	3
grote jager	0	0
stormmeeuw	19	6
kleine mantelmeeuw	52	19
zilvermeeuw	33	12
grote mantelmeeuw	9	3
dwergmeeuw	2	0
drieteenmeeuw	14	4
grote stern	2	1
alk	0	0
zeekoet	0	0
ganzen en zwanen	30	22
eenden	4	3
reigers	6	4
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.028*	808
Totaal	1.212	891

Tabel 4.2b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, tabel 2.7) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015).
*Aantal slachtoffers bij zangvogels is gebaseerd op maximale uitvoering van een 6MW turbine (171 m rotordiameter en 110,5 m ashoogte) ipv minimale uitvoering.

Soort	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 * 6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
noordse stormvogel	0	0
jan-van-gent	1	0
eider	2	1
grote jager	0	0
stormmeeuw	13	5
kleine mantelmeeuw	125	46
zilvermeeuw	43	16
grote mantelmeeuw	10	4
dwergmeeuw	5	2
drieteenmeeuw	11	3
grote stern	1	0
alk	0	0
zeekoet	0	0
ganzen en zwanen	30	22
eenden	4	3
reigers	6	4
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.028	808
Totaal	1.285	918

Tabel 4.3a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 1 (63 * 6MW ø 142 m) van Kavel III (zie specificaties bij tabel 4.2).

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
eider	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	9	19
kleine mantelmeeuw	0	0	1	6	7	14	14	5	5	0	0	0	52
zilvermeeuw	11	2	2	2	2	1	1	1	0	0	0	10	33
grote mantelmeeuw	2	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	2	9
dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
drieteenmeeuw	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	14
grote stern	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 4.3b *Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 2 (38 * 10MW ø 221 m) van Kavel III (zie specificaties bij tabel 4.2).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
eider	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6
kleine mantelmeeuw	0	0	0	2	3	5	5	2	2	0	0	0	19
zilvermeeuw	4	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	4	12
grote mantelmeeuw	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
drieteenmeeuw	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 4.4a *Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 1 (63 * 6MW ø 142 m) van Kavel IV (zie specificaties bij tabel 4.2).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
eider	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	5	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	5	13
kleine mantelmeeuw	0	1	2	17	18	36	37	7	7	0	0	0	125
zilvermeeuw	2	2	2	6	6	1	1	2	2	8	8	2	43
grote mantelmeeuw	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	3	0	10
dwergmeeuw	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	5
drieteenmeeuw	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	11
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 4.4b *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 2 (38 * 10MW ø 221 m) van Kavel IV (zie specificaties bij tabel 4.2).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Som
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
eider	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5
kleine mantelmeeuw	0	1	1	6	7	13	14	3	2	0	0	0	46
zilvermeeuw	1	1	1	2	2	0	1	1	1	3	3	1	16
grote mantelmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4
dwergmeeuw	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
drieteenmeeuw	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
grote stern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
alk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeekoet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4.3 Beoordeling gebruiksfase – lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 4.5 *Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op lokaal verblijvende niet-broedvogels.*

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

4.3.1 Aanvaringen

Op basis van de MWTL en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (tabel 2.5a en b). Deze zijn gebruikt om de aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen met het Band-model (Band 2012). Het verwachte aantal aanvaringsslachtoffers is gepresenteerd in tabel 4.2a en b.

Kavel III

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat van de twee alternatieven in Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bij Alternatief 1 in totaal 140 zeevogels en bij Alternatief 2 in totaal 52 zeevogels slachtoffer door aanvaringen kunnen worden (tabel 4.2a). Daarmee zullen van de vier kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in Kavel III de minste vogelslachtoffers vallen. Per soort kunnen maximaal enkele tientallen slachtoffers per jaar vallen, waarvan het hoogste aantal slachtoffers per jaar onder kleine mantelmeeuwen (52 vogels/jaar bij Alternatief 1; tabel 4.2a). Bij drieteenmeeuwen, stormmeeuwen en zilvermeeuwen zullen meer dan 10 slachtoffers

per jaar vallen bij Alternatief 1. Van jan-van-genten, eiders, grote mantelmeeuwen, dwergmeeuwen en grote sterns zullen bij Alternatief 1 jaarlijks enkele slachtoffers vallen. Bij Alternatief 2 zullen alleen bij kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen meer dan 10 slachtoffers vallen. Bij Alternatief 2 zullen verder uitsluitend van eiders, drieteenmeeuwen, stormmeeuwen, grote mantelmeeuwen en grote sterns enkele slachtoffers vallen. Bij andere soorten zullen geen jaarlijkse slachtoffers vallen (tabel 4.2a).

Kavel IV

In Kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen bij Alternatief 1 jaarlijks in totaal 213 zeevogels slachtoffer vallen en bij Alternatief 2 in totaal 79 zeevogelslachtoffers (tabel 4.2b). Per soort per jaar zullen bij Alternatief 1 enkele tientallen tot ruim honderd exemplaren (kleine mantelmeeuw) slachtoffer worden. Bij Alternatief 2 gaat het om maximaal enkele tientallen slachtoffers per jaar (tabel 4.2b). Daarmee zullen van de vier kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in Kavel IV de meeste vogelslachtoffers door aanvaringen vallen. Het hoogste aantal slachtoffers zal bij kleine mantelmeeuwen vallen als gevolg van aanvaringen (125 slachtoffers/jaar bij Alternatief 1 en 46 slachtoffers/jaar bij Alternatief 2). Bij zilvermeeuwen zullen hooguit enkele tientallen slachtoffers per jaar vallen bij Alternatief 1 en ruim 10 bij Alternatief 2. Bij grote mantelmeeuwen, stormmeeuwen en drieteenmeeuwen zullen ruim 10 slachtoffers/jaar bij Alternatief 1 vallen en bij jan-van-genten, eiders, dwergmeeuwen en grote sterns zullen bij Alternatief 1 enkele slachtoffers/jaar vallen. Van deze laatste soorten zal bij Alternatief 2 bij jan-van-gent en grote stern geen slachtoffer vallen en bij de andere soorten enkele slachtoffers per jaar (tabel 4.2b). Bij andere soorten zullen bij geen van de varianten jaarlijkse slachtoffers vallen.

In beide kavels wordt Alternatief 1 met de meeste turbines als negatief beoordeeld (-). Alternatief 2 met de minste turbines wordt volgens ons kader ook als negatief beoordeeld (-), de effecten zijn echter wel substantieel kleiner dan bij Alternatief 1. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta (Bijlage in het KEC; Rijkswaterstaat 2015) over significantie met betrekking tot Natura 2000 doelstellingen, in combinatie met de grote afstand die er is tussen windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn significant negatieve effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden als gevolg van aanvaringen op lokale, niet-broedende zeevogels uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier explicieter, per gebied en met de bijhorende instandhoudingsdoelstellingen verder op ingegaan.

Wel kan het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER wordt verder op ingegaan. Hier is vervolgens ook

onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.3.2 Barrièrewerking

Lokale niet-broedende zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

4.3.3 Habitatverlies

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale niet-broedende zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door windparken op zee worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (zie § 2). Andere soorten, zoals jan-van-genten, alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee, doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een platform op zee of een geankerd schip. Op het werkplatform van windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) platforms op zee elders in de Noordzee (Geelhoed *et al.* 2011). De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen en sterns kan ook liggen aan de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen. Dergelijke aantrekking werd ook door Vanermen *et al.* (2014) vastgesteld in Vlaamse windparken.

Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval de bodemberoerende visserij mag niet meer binnen het windpark komen, maar nog altijd zullen er vliegbewegingen door het windpark optreden van meeuwen die tussen de verschillende vissersschepen vliegen, waarbij ze geen uitwijkend gedrag zullen vertonen. Dit effect kan versterkt optreden doordat er concentratie van kotters kan optreden langs de randen van het windpark, delen van de zee waar vissers graag vissen.

Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2016) is afgesproken om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (Bradbury *et al.* 2014). Op basis van de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 4.6 en 4.7).

Tabel 4.6 Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel III (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, tabel 2.5a) en een windpark oppervlak van 46 km².

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	Berekende sterfte door
		habitatverlies Kavel III
noordse stormvogel	0,02	0
jan-van-gent	0,05	0
eider	0,09	0
zwarte zee-eend	0,00	0
grote jager	0,00	0
kleine jager	0,00	0
kokmeeuw	0,09	0
stormmeeuw	1,45	7
kleine mantelmeeuw	1,82	8
zilvermeeuw	0,99	5
grote mantelmeeuw	0,22	1
dwergmeeuw	0,26	1
drieteenmeeuw	1,49	7
grote stern	0,28	1
alk	0,76	3
zeekoet	3,24	15

Tabel 4.7 Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel IV (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, tabel 2.5a) en een windpark oppervlak van 64 km².

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	Berekende sterfte door
		habitatverlies Kavel IV
noordse stormvogel	0,02	0
jan-van-gent	0,07	0
eider	0,03	0
zwarte zee-eend	0,00	0
grote jager	0,00	0
kleine jager	0,00	0
kokmeeuw	0,05	0
stormmeeuw	1,00	6
kleine mantelmeeuw	4,32	27
zilvermeeuw	1,23	8
grote mantelmeeuw	0,24	2
dwergmeeuw	0,80	5
drieteenmeeuw	1,12	7
grote stern	0,13	1
alk	0,38	2
zeekoet	2,02	13

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn voor alle alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en daarmee gepaard gaande hoger geluidsniveau (Zie §3.3.2) zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht er voor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit een beter alternatief gezien vanuit de effecten van verstoring. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), zijn significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen als gevolg van habitatverlies op lokale, niet-broedende zeevogels uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER). In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

4.3.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar deze verstoring is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen ten aanzien van duikers, jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking voor meeuwen en sterns. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom 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). Aangroeiende mosselen zouden als voedsel kunnen dienen voor zee- en eidereenden. Hoewel incidenteel een enkele eider zich enige tijd bij een installatie ver op zee kan ophouden (Thorpe 2005), zal buiten de kustwateren van een aantrekkende werking op grote groepen zee- en eidereenden, door een verbeterd aanbod schelpdieren, waarschijnlijk geen sprake zijn. Wel zijn de eerste aanwijzingen gevonden dat door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvindt (Lindeboom *et al.* 2011). 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 en aalscholvers. Onderzoek naar de korte termijn effecten van windpark OWEZ 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 de vogelsoorten meeuwen, aalscholvers en sterns werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn alle soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Lindeboom *et al.* 2011, Krijgsveld *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. Worst-case is uitgegaan van marginaal negatieve effecten. Significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

4.4 Beoordeling gebruiksfase – koloniebroedvogels

Tabel 4.8a Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in Kavel III op kolonievogels.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

Tabel 4.8b Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in Kavel IV op kolonievogels.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	0	0
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

4.4.1 Aanvaringen

Hieronder en in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER wordt het aantal aanvaringslachtoffers van kolonievogels beschreven die tijdens het broedseizoen het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) binnen bereik hebben. Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger-onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit kolonies die binnen Natura 2000-gebieden liggen en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen als broedvogel zijn geformuleerd. Voor beide soorten worden hieronder de effecten beoordeeld.

Kleine mantelmeeuw

Zoals in § 2.2.2 is al beschreven, worden hier uitsluitend de effecten van aanvaringen in Kavel III op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in het Nederlandse Natura 2000-gebied Veerse Meer behandeld.

Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre ze op zee foerageren. In potentie kunnen vogels uit deze kolonie Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereiken. Uit de slachtofferberekeningen (§4.2) blijkt dat bij Alternatief 1 tijdens het broedseizoen (mei – juli) 35 individuen (Alternatief 1) en 13 individuen (Alternatief 2) per jaar slachtoffer worden (tabellen 4.3a en b). Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat volgens de rekensommen in Kavel III $35 \cdot 0,6 = 21$ (Alternatief 1) en 8 (Alternatief 2) slachtoffers broedende adulten zijn te verwachten. Daarnaast is het zo dat niet al deze slachtoffers afkomstig zijn uit de beschermde kolonie in het Veerse Meer.

Op basis van hun foerageerrange (80 km, figuur 2.10a en b) kunnen in totaal circa 86.000 broedende kleine mantelmeeuw individuen (Scharringa *et al.* 2010; Boele *et al.* 2015; Lensink *et al.* 2015; Strucker *et al.* 2015) tijdens foerageervluchten in theorie tot in Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) komen. Veruit de meeste hiervan (>95%) komen niet uit Natura 2000-kolonies (zie figuur 2.10a). In het Volkerakmeer, dat 25 km van de kust ligt, hebben kleine mantelmeeuwen een voornamelijk terrestrisch georiënteerde habitatgebruik (Gyimesi *et al.* 2011). Slechts 2% van de vluchten vanuit deze kolonie vond richting zee plaats (Gyimesi *et al.* 2011). Op basis hiervan wordt aangenomen dat ook vanuit het Veerse Meer niet alle kleine mantelmeeuwen op zee foerageren, maar deels ook in het binnenland. Ten opzichte van de 2% marien georiënteerde vluchten uit het Volkerak is hier een conservatieve aanname gemaakt dat 50% van de kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer in het binnenland foerageert en 50% op zee (Fijn & Collier 2014). In de laatst beschikbare vijf jaren (2010-2014) was het gemiddelde aantal broedparen in het Veerse Meer 885 (bron: sovon.nl), oftewel 1.770 broedvogel individuen, waarvan maximaal 50% op zee foerageert. Dit aantal vormt ca. 1% van het totaal aantal broedende kleine mantelmeeuwen dat windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in theorie kan bereiken ($1.770 \cdot 0,5 / 86.000$). Dit impliceert dat van het aantal aanvaringslachtoffers in Kavel III 1% van het Veerse Meer afkomstig is, oftewel $21 \cdot 0,01 = 0,3$ vogels (Alternatief 1) en $8 \cdot 0,01 = 0,1$ vogels (Alternatief 2) (tabel 4.9). Daarom wordt voor Kavel III het Alternatief 1 als marginaal negatief (0/-) beoordeeld (tabel 4.8b). Alternatief 2 met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als marginaal negatief (0/-) beoordeeld (tabel 4.8b).

De berekende sterfte onder vogels van deze populatie als gevolg van aanvaringen met turbines van een windpark kan worden vergeleken met de natuurlijke sterfte van

die vogelsoort, in dit geval de kleine mantelmeeuw (jaarlijkse overleving: 0,91 (Camphuysen & Gronert 2012)) op een huidige populatie van 885 broedparen in het Veerse Meer (tabel 4.9). Wanneer de additionele sterfte door een windpark kleiner is aan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort (in dit geval dus 1,6 kleine mantelmeeuwen), kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 4.9 Het aantal aanvaringslachtoffers in twee alternatieven van Kavel III van kleine mantelmeeuwen volgens berekeningen met het Extended Band Model (Band 2012). Aanvaringslachtoffers zijn gecorrigeerd voor de aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies, offshore habitatgebruik en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Veerse Meer te komen.

Kolonie	Indicatief aantal broedpaar		
Nederlandse kust	43.000		

Kolonie	instandhoudingsdoel	Huidige aantal broedpaar	
Veerse Meer	590	885 (2010 – 2014)	

	Kavel III	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)		35	13
Totaal aantal broedende adulten als slachtoffer		21	8
Totaal aantal slachtoffers uit kolonie in Veerse Meer (885 paar)		0,3	0,1

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Veerse Meer wordt maximaal 0,2% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel III bij Alternatief 1 en 0,1% bij Alternatief 2. Dit is minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte (zie § 1.3.2 voor beschrijving beoordelingsnormering). Significant negatieve effecten van aanvaringen met windturbines van Kavel III op de broedpopulatie van kleine mantelmeeuw in het Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn met zekerheid uit te sluiten.

Grote stern

Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Grevelingen en het Haringvliet in potentie Kavel III bereiken, maar Kavel IV niet. Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt niet binnen de foerageerrange van andere kolonies in Natura 2000-gebieden.

In Kavel III valt bij Alternatief 1 in totaal één aanvaringslachtoffer tijdens de broedperiode (mei - juli) van de kolonies in de Grevelingen en het Haringvliet. Verdeeld over de twee kolonies betekent dit dat van beide kolonies jaarlijks minder dan één grote stern slachtoffer in Kavel III zal worden. Op basis van de verdeling van het gemiddeld aantal broedvogels in de periode 2010 – 2014 zal van de kolonie in de Grevelingen (2.172 broedparen) jaarlijks 0,54 vogel aanvaringslachtoffer worden en van de kolonie in het Haringvliet (1.879 broedparen) 0,46 vogel. Bij Alternatief 2 van Kavel III en In Kavel IV zullen geen grote stern slachtoffers vallen. Alternatief 1 van

Kavel III met de meeste turbines wordt daarom voor de grote stern als marginaal negatief (0/-) beoordeeld. Alternatief 2 van Kavel III en de beide alternatieven van Kavel IV worden als neutraal (0) voor de grote stern beoordeeld.

De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de populatie op de Grevelingen en Haringvliet is respectievelijk 3,8 en 4,4 vogels (bij een jaarlijkse adulte overleving van 0,898 (Robinson 2005) en het gemiddeld aantal broedparen in 2010 – 2014). Voor allebei de kolonies grote sterns in de Grevelingen en Haringvliet wordt maximaal 0,12% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Dit ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm, zodat ook significante effecten op de broedpopulatie van grote sterns in de Natura 2000-gebieden Grevelingen en Haringvliet met zekerheid zijn uitgesloten.

4.4.2 Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. Echter de meest nabij gelegen kolonies van meeuwen en sterns liggen op een dusdanige afstand dat windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) wel bereikbaar is, maar in zeer beperkte mate. Hierdoor zal een windpark aldaar geen barrière vormen voor vogels die vanaf land naar open zee vliegen om te gaan foerageren, of vice versa, temeer omdat uit de literatuur blijkt dat deze soorten geen uitwijking vertonen voor windparken op zee en dus ook weinig extra afstand zullen afleggen. Hierdoor kan het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal worden beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

4.4.3 Habitatverlies

Verstoring en habitatverlies van kolonievogels door een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust, zou in potentie kunnen optreden voor broedende aalscholvers, noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvermeeuwen en grote sterns. Alleen van kleine mantelmeeuwen en grote sterns liggen daadwerkelijk kolonies in Nederlandse Natura 2000-gebieden.

Uit de literatuur blijkt dat habitatverlies niet optreedt voor meeuwen en dat sterns vaak aan de randen van de windparken te vinden zijn (Krijgsveld *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2011). In Belgisch onderzoek werden zelfs significant hogere dichtheden van meeuwen (o.a. kleine mantelmeeuw) en sterns (o.a. grote stern) gevonden (Vanermen *et al.* 2013, 2014) binnen de aangelegde windparken wat duidt op een aantrekkende werking. Significante negatieve effecten als gevolg van habitatverlies en daarmee aanvullende sterfte door een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op

het behalen van instandhoudingsdoelstellingen in nabijgelegen Natura 2000-gebieden worden dan ook niet verwacht.

Daarnaast ligt windenergiegebied Hollandse Kust aan de rand van de foerageerrange van kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit de kolonies in Natura 2000-gebieden en daarmee beslaat het aandeel foerageergebied binnen het windpark van het totale foerageergebied een dermate klein oppervlak dat ook op basis hiervan geen significante effecten worden verwacht. Het effect van verstoring op broedvogels van Kavel IV wordt dan ook als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Significante negatieve effecten door habitatverlies op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn daarmee uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER).

4.4.4 Indirecte effecten

Omdat er slechts incidenteel broedende kleine mantelmeeuwen in Kavel III zijn te verwachten (zie §2.2.2), kunnen indirecte effecten (effecten van onderhoud en aanwezigheid van het windpark) slechts marginaal negatieve effecten veroorzaken. Het effect van indirecte effecten op broedvogels is dan ook als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten van Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Hollandse Kust zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom *et al.* 2011) in een toekomstig windmolenpark in windenergiegebied Hollandse Kust zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw en grote stern. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de worst-case situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen

voor kolonievogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

4.5 Beoordeling gebruiksfase – vogels tijdens seizoenstrek

Tabel 4.10 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 * 6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
<i>Trekvogels</i>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

4.5.1 Aanvaringen

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Hierdoor lopen zij de kans in aanraking te komen met de turbines. Het onderscheid tussen een lokale zeevogel en trekkende zeevogels is in het veld niet goed te maken, vandaar dat de aanvaringslachtoffers die vallen onder langstreckende zeevogels zijn behandeld in §4.3. In deze paragraaf worden de aantallen slachtoffers onder niet-zeevogels behandeld, die per definitie onder de trekvogels vallen.

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat tot meer dan duizend trekvogels per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels (honderden tot meer dan duizend) gevolgd door enkele tientallen ganzen en zwanen. Verder zullen nog enkele eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden. Alternatief 1 (6MW turbine minimale uitvoeringsgrootte van 142 m rotordiameter en 96 m ashoogte) is gekozen als worst-case scenario voor zeevogels, omdat het aantal aanvaringslachtoffers het grootste is bij een lagere ashoogte. Zangvogels op seizoenstrek vliegen in het algemeen hoger (zie figuur 2.18) dan lokale zeevogels en zouden meer slachtoffers vallen bij een alternatief met een hogere ashoogte. Daarom bestaat het worst-case alternatief voor zangvogels van 6 MW met een maximale uitvoering (171 m rotordiameter en 110,5 m ashoogte). Bij dit alternatief zullen onder zangvogels 1.028 slachtoffers vallen door aanvaring met een windturbine (tabel 4.2).

Alternatief 1 met de meeste turbines wordt als negatief beoordeeld (-). Alternatief 2 met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), de effecten zijn echter wel substantieel kleiner dan bij Alternatief 1. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie in

het kader van Natura 2000 doelstellingen (Bijlage in KEC, Rijkswaterstaat 2015), zijn door de combinatie van de ongewisse herkomst van trekvogels in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en de relatief lage aantallen slachtoffers ten opzichte van bronpopulaties, significant negatieve effecten op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen als gevolg van aanvaringen op trekvogels uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op ingegaan.

Het doden van trekvogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan wel door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming. In bijlage 'Soortenbescherming van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden. Daar is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.5.2 Barrièrewerking

Op basis van literatuur en een beoordeling van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is het uitgesloten dat voor trekvogels die door het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) vliegen het windpark een belemmering zou zijn voor het bereiken van een voor hen op dat moment "achter" het park gelegen bestemming. In de herfst zou dat op weg naar het zuiden of naar de Britse eilanden zijn, in het voorjaar naar de noordelijker gelegen broedgebieden. Daarnaast ligt het park, ook niet "voor de ingang van de Waddenzee" (gezien vanuit Engeland) maar op een dusdanig grote afstand van het Kanaal dat het voor noord-zuid (en zuid-noord) vliegende vogels geen barrière van betekenis kan zijn. Een groot deel van de vogels zal het windpark niet eens op het vliegpad tegenkomen.

Uit de studie van Masden (2009) blijkt dat de energetische gevolgen voor trekvogels verwaarloosbaar klein zijn. Ook voor de locatie van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zal dit het geval zijn. Sommige vogels zullen tijdens de trek hun route aanpassen om het windpark te ontwijken. Dat leidt dan tot het vermijden van aanvaringsrisico's, maar ook tot extra te vliegen kilometers. In vergelijking met de totale route die trekvogels afleggen, zijn de extra kilometers of de extra tijd van geen betekenis.

Op basis van de bovenstaande beschrijving wordt geconcludeerd dat de barrièrewerking van het windpark vermoedelijk beperkt is. De effecten worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Er is geen onderscheid tussen de alternatieven, omdat we er bij een barrière vanuit gaan dat het hele windpark omvlogen zal worden, waardoor alleen oppervlakte, oriëntatie en ligging van het windpark van belang zijn en deze factoren zijn voor de diverse alternatieven globaal gelijk. Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelen als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.5.3 Habitatverlies

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Het effect wordt als neutraal beoordeeld (0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelen als gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER).

4.5.4 Indirecte effecten

Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet foerageren of langere tijd in het gebied verblijven (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelen als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

4.6 Effecten op vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en dichtheden van vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van de bestaande kennis wordt echter verondersteld dat effecten van windparken op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In tabel 4.11 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Effecten op soorten worden weergegeven in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER.

Tabel 4.11 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-

4.6.1 Aanvaringen

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. Brinkmann *et al.* (2011) hebben een methode ontwikkeld om het aantal vleermuislachtoffers bij windparken te schatten op basis van het aantal opnamen van vleermuisgeluiden op gondelhoogte. Ze hebben vleermuisactiviteit en bijhorende aantal slachtoffers

gemeten in meer dan 30 Duitse onshore windparken. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen.

In theorie zou met behulp van dit model (BMU/Oikostat model) van Brinkmann *et al.* (2011) het aantal vleermuislachtoffers ook in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Om de volgende redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het BMU/Oikostat model niet verantwoord geacht:

1. Het model is gebaseerd op onshore metingen en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor situaties op zee. Een ander uitgebreid onderzoek, gebaseerd op een grote dataset van voornamelijk trekkende vleermuissoorten langs Noordwest-Duitsland, suggereert dat er geen correlatie bestaat tussen akoestisch gemeten vleermuisactiviteit en vleermuissterfte in vlakke, open en winderige gebieden langs de Noordzee (Bach *et al.* 2014). Er bestaat de mogelijkheid dat dieren op trek of boven zee afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren (bijvoorbeeld minder gebruik van echolocatie of vlieghoogte boven de gondel maar wel in bereik van de rotors). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de gondel, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor windparken op zee.
2. Metingen in windparken in de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het BMU/Oikostat model vereist metingen vanuit de gondel van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft een zeer zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het BMU/Oikostat model.

De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op zee in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin, het aantal slachtoffers op zee zal lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig. Onshore vallen in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen.
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstand trekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen alleen lange-afstand trekkers voor.
- Op zee beperkt vleermuisactiviteit zich tot uitermate kalme weersomstandigheden die gunstig zijn voor seizoenstrek. Boven land vliegen vleermuizen onder een veel breder scala aan weersomstandigheden (bijvoorbeeld bij hogere windsnelheden en meerdere windrichtingen).

- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuislachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij windparken op zee beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode.

Op land vallen de minste slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal 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: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Verder is er geen duidelijk effect van ashoogte van de turbines gevonden in een grote studie in Duitsland, waarbij alle windparken volgens hetzelfde protocol werden onderzocht (Niermann *et al.* 2011). Ook vonden Barclay *et al.* (2007) en Rydell *et al.* (2010a) geen verband tussen het aantal slachtoffers en de onderste rotortiphoogte.

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, kan een *worst-case* scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar aangehouden worden, en de aanname gehanteerd worden dat het aantal slachtoffers bij grotere turbines niet afwijkt van het aantal bij kleinere turbines. Op basis hiervan worden in een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) maximaal 63 slachtoffers per jaar verwacht bij Alternatief 1 en 38 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Dit slachtofferaantal zou in een *worst-case* scenario voor elke soort afzonderlijk gebruikt kunnen worden. Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het echter realistischer om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuizen (95,7%), rosse vleermuizen (2,6%), tweekleurige vleermuizen (1,2%) en gewone dwergvleermuizen (0,5%). Met deze benadering wordt de *worst-case* schatting voor de ruige dwergvleermuis 60 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 36 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 2 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 1 jaarlijkse slachtoffer bij Alternatief 2. Bij Alternatief 1 zal naar verwachting jaarlijks maximaal 1 tweekleurige vleermuis als slachtoffer vallen en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffer bij Alternatief 2. Van gewone dwergvleermuizen zullen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers vallen. Hiermee vallen de effecten voor Alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan Alternatief 2 met de minste turbines (-).

4.6.2 Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011). Op basis hiervan kan het geconcludeerd worden dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies leidt (Cryan *et al.* 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen juist aan (Cryan & Barclay 2009), wat eventueel tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een

verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder dat aanvaringsrisico optreedt. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten. Dit kan de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Op basis hiervan worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase (+/-) beoordeeld.

4.7 Effecten op vissen

Op basis van de bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In tabel 4.12 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Echter geen van de vissoorten die hier behandeld worden heeft instandhoudingsdoelstellingen in nabijgelegen Natura 2000-gebieden die in de invloedssfeer van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) liggen. Effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen zijn daarmee uitgesloten. Effecten op overige soorten worden weergegeven in de 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' bijlage.

Tabel 4.12 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 * 6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0

4.7.1 Effecten tijdens de constructie fase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden, effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden en effecten ten gevolge van verlies aan bodemareaal door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem.

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 te zijn. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan vissen aan, uitsluitend als het geluid op zeer korte afstand plaatsvindt. Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn daarmee niet aannemelijk en de effecten worden dan ook als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/).

Daar de effecten marginaal zijn is er geen onderscheid tussen de alternatieven, echter de effecten van Alternatief 2 zullen nog minder zijn, omdat het totale oppervlak en het aantal turbines veel kleiner is en daarmee het beïnvloede oppervlak.

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke 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 in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Het plaatsen van de windturbines en het aanbrengen van bestorting gaat gepaard met het verlies aan de nu aanwezige (zand)bodemstructuur. De zachte bodemstructuur wordt hierbij vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloedt door deze verstoring. De vissen vluchten weg bij aanvang van de werkzaamheden en het verlies aan bodemareaal is zeer klein ten opzichte van het totale aanwezig bodemareaal in dit deel van de Noordzee.

Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines en bestortingen worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten dat op deze wijze beïnvloedt kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarnaast ontwikkelt het nieuwe (harde) substraat zich waarschijnlijk snel als geschikt als habitattypen voor vissen met een bodemgebonden levenswijze en zal de populatie zich herstellen tot het oorspronkelijke niveau of zelfs toenemen ten opzichte van het oorspronkelijke niveau.

De demersale en pelagische vismonitoringen in het offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en referentiegebieden bevestigen dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen significante verschillen aantoonbaar tussen vispopulaties voor, één en vijf jaar na de aanleg van OWEZ (Hal *et al.*, 2012).

De effecten van habitatverlies worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Daar de effecten marginaal zijn is er geen onderscheid tussen de alternatieven, echter de effecten van Alternatief 2 zullen nog minder zijn, omdat het totale oppervlak van de turbines veel kleiner is. Daarnaast zal het marginaal negatieve effect van habitatverlies voor structuur-bewonende soorten op de bodem ruimschoots worden gecompenseerd tijdens de operationele fase.

4.7.2 Effecten tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten, dit zal mogelijk een positief effect hebben op de vispopulatie in het gebied. De onderwaterstructuren van de windturbines en de bestorting hebben waarschijnlijk ook een positief effect op vissen (als schuil- en foerageerhabitat).

4.7.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitatype hebben ontwikkelt voor vissen. Soorten die het habitatype als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Daarnaast zullen andere vissoorten (met een pelagische levenswijze) die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden als zeer negatief beoordeeld (effectbeoordeling: --) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

4.8 Effecten op benthos

Op basis van de 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 windparkontwikkeling in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In tabel 4.13 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Echter geen van de soorten die hier behandeld worden heeft instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000 doelen zijn daarmee uitgesloten. Effecten op soorten worden weergegeven in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER.

Tabel 4.13 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	63 *6 MW ø 142 m	38 * 10 MW ø 221 m
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0

4.8.1 Effecten tijdens de constructie fase

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op het benthos is gekwantificeerd. Tijdens de constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezuilen en beschermende bestorting. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is zal hierbij vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloedt zal worden 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. Het vervangende harde substraat zal waarschijnlijk snel gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemgemeenschap die gedeeltelijk uit dezelfde soorten bestaat die nu in het plangebied aanwezig zijn maar ook uit nieuwe soorten die typerend zijn voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal hier waarschijnlijk door toenemen. De effecten van habitatverlies worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Negatieve effecten ten gevolgen van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos zijn tot op heden nooit aangetoond en niet aannemelijk.

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Verschillende studies tonen echter aan dat typerende bodem soorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) en zijn voor beide alternatieven gelijk.

De benthosmonitoringen in het windpark op zee Egmond aan Zee (OWEZ) en referentiegebieden bevestigen dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.*, 2012).

4.8.2 Effecten tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase van het park zullen windturbine zuilen en beschermende bestortingen gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Deze nieuwe bodemgemeenschap zal voor een deel uit inheemse soorten bestaan. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, ander soorten zijn typerend voor hard substraat.

Een ander deel van de nieuwe substraatgemeenschap zal echter uit exotische soorten bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. Er zijn echter geen specifieke studies bekend die aantonen dat de vestiging van (nieuwe) exoten gefaciliteerd worden door een windpark. Over het algemeen is er sprake van

verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die positieve effecten heeft op andere delen van het ecosysteem (nieuw habitatype, voedsel etc.). Er wordt er vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op het benthos. De effecten worden dan ook als licht positief beoordeeld (+/0).

4.8.3 Effecten tijdens de verwijderings fase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen 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. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden daarmee als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: --) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

4.9 Samenvattende effectbeoordeling

4.9.1 Vogels en vleermuizen

Vogels

De mariene avifauna in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is niet specifiek voor die locatie, maar wordt aangetroffen in een groot zeegebied (vele tienduizenden vierkante kilometers). Effecten die zich beperken tot een zeegebied ter grootte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn daarom relatief beperkt. Ondanks dat Kavel III en IV het dichtstbij tot de kust liggen van de vier kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), zijn de vogeldichtheden niet structureel hoger dan in Kavels I en II.

Buiten het broedseizoen komen de hoogste dichtheden aan zeevogels voor in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en daarmee ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Een piek in de gezamenlijke vogelwaarden wordt bereikt tijdens de winter, wanneer grote aantallen drieteenmeeuwen, stormmeeuwen, zilvermeeuwen en zeekoeten in het gebied verblijven. De aanwezige vogels hebben kans om aanvaringslachtoffer te worden. Diverse lokale, niet-broedende zeevogels worden verstoord door windturbines op zee en habitatverlies en de daarmee gepaard gaande sterfte is daarmee niet uit te sluiten. De kans op barrièrewerking is nihil omdat gerichte vliegbewegingen van lokaal verblijvende zeevogels uitsluitend incidenteel (bijvoorbeeld tijdens slaaptrek) optreden.

De locatie ligt buiten het bereik van de meeste broedkolonies. Voor **broedvogels** ligt de locatie alleen binnen het bereik van de broedkolonies van aalscholvers, noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), kokmeeuwen,

stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvertmeeuwen en grote sterns. Van deze soorten liggen alleen kolonies van kleine mantelmeeuwen (Veerse Meer) en grote sterns (Grevelingen en het Haringvliet) in Nederlandse Natura 2000-gebieden waarvan het meest zuidelijk gelegen Kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereik kan worden, maar de aantallen vogels van deze soorten binnen het windenergiegebied zijn relatief beperkt en daarmee ook het aantal aanvaringssslachtoffers. Door de grote afstand tussen windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en de dichtstbij gelegen Natura 2000-gebieden zijn significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van voornoemde soorten voor deze gebieden met zekerheid uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan. Verstoring door offshore windparken op meeuwen en sterns is nog nooit vastgesteld tijdens onderzoek hiernaar en dus zal slechts marginaal habitatverlies op deze broedvogelsoorten uit Natura 2000-gebieden optreden. De locatie ligt op een zodanige afstand en richting tot de kolonies dat er geen barrièrewerking van uit kan gaan.

Tijdens de trektijd (voorjaar en herfst) zullen zowel land- als zeevogels over zee ter hoogte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) trekken. Naast aanzienlijke aantallen jan-van-genten, grote jagers, kleine jagers, grote mantelmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, dwergmeeuwen, grote -en noordse sterns, alken en zeekoeten, trekken ook grote aantallen landvogels (met name zangvogels) ter hoogte van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Tijdens deze trek kunnen zij slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. De combinatie van een ongewisse afkomst van trekvogels in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), en de relatief lage aantallen slachtoffers zijn reden om significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen van trekvogels op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen met zekerheid uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan. Op basis van onderzoek naar de effecten van barrièrewerking zijn deze als nihil in te schatten voor trekvogels. Habitatverlies treedt niet op in het geval van trekvogels.

Een windpark in Kavel III of IV in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zal, op grond van de hier gehanteerde berekeningsmethode (incl. toegelichte aannames) leiden tot maximaal ruim duizend vogelaanvaringssslachtoffers (alle soorten tezamen) per jaar bij Alternatief 1 en minder dan duizend bij Alternatief 2 per kavel. De verschillen tussen de alternatieven zijn relatief groot. Het alternatief met 38x10 MW turbines (Alternatief 2) geeft beduidend minder slachtoffers dan Alternatief 1 met meer turbines. Daarnaast vallen grotere aantallen slachtoffers bij driebladige turbines dan bij tweebladige turbines.

Het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan wel door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER is beschreven voor welke soorten

verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

De Commissie voor de m.e.r. heeft op 27 februari 2017 een advies uitgebracht over de reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport en adviseert bij soorten waarvan de additionele sterfte onder de 1%-mortaliteitsnorm en/of de PBR uitkomt, maar de populaties niet vitaal zijn, ook na te gaan of het voornemen afbreuk kan doen aan de beoogde Gunstige Staat van Instandhouding (GSI). Bijlage 6 van dit achtergronddocument gaat hier nader op in.

De onderlinge afstand tussen turbines heeft geen effect op de aantallen aanvaringslachtoffers die worden gevonden in de modelberekeningen, echter een grotere onderlinge afstand zorgt wel mogelijk voor een vermindering van barrièrewerking en verstoring. Op grond hiervan zou een configuratie die het hele oppervlak bedekt met 38 x 10 MW turbines, zorgen voor de minste effecten op vogels. Aan de andere kant kan een groter oppervlak er juist ook voor zorgen dat er meer vogels verstoord worden, omdat ze überhaupt niet tussen individuele turbines zullen komen. Ook kan een groter oppervlak als een grotere barrière worden ervaren. Het onderzoek naar de invloed van configuratie van windparken op gebiedsgebruik van door vogels en bijvoorbeeld het effect van corridors daarin staat echter nog in de kinderschoenen.

Gezien de afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Tijdens seizoenstrek kunnen voornamelijk ruige dwergvleermuizen en in kleinere aantallen rosse vleermuizen het gebied passeren. Tweekleurige vleermuizen en gewone dwergvleermuizen worden slechts incidenteel verwacht. Tijdens de gebruiksfase van het windpark hebben deze dieren kans op aanvaring met windturbines. Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat het alternatief met meerdere kleine turbines een groter aantal slachtoffers oplevert (ca. 60) dan het alternatief met minder turbines (ca. 40). Barrièrewerking en habitatverlies door windturbines spelen bij vleermuizen geen rol.

Samenvattend is Alternatief 2 (38 x 10 MW turbines) het meest natuurvriendelijke alternatief gezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het veel geringere aantal aanvaringslachtoffers in vergelijking tot de andere alternatieven. De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.14a en b.

4.9.2 Onderwaterlevensgemeenschap

Algemeen

De effecten op benthos en vissen zijn over algemeen zodanig klein dat er weinig verschil is in overall effecten van de verschillende alternatieven en/of windparken. Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloedt wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de

Noordzee. Daarnaast komen in dit deel van de Noordzee geen soorten benthos of vissen voor met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben. De komst van windturbines zal waarschijnlijk een positief effect op de biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht.

Faciliteren vestiging exoten

Een uitzondering vormt de mogelijke effecten van de komst van windturbines op zee op de vestiging van exoten. Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie faciliteren/versnellen van dit deel van de Noordzee door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.14a en b.

Tabel 4.14a Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven van Kavel III op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Effecten windpark	Alternatief 1 63 *6 MW ø 142 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0	0
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Kolonievogels</u>		
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door in bedrijf zijn	0	0
- verbod bodemberoerende visserij	+	+
- habitatverlies	0/+	0/+
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0/+	0/+
- verbod bodemberoerende visserij	+	+

Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
<u>Benthos</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	--	-

Tabel 4.14b Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven van Kavel IV op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Effecten windpark	Alternatief 1 63 *6 MW ø 142 m	Alternatief 2 38 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0	0
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Kolonievogels</u>		
- aanvaringen	0	0
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door in bedrijf zijn	0	0
- verbod bodemberoerende visserij	+	+
- habitatverlies	0/+	0/+
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0/+	0/+
- verbod bodemberoerende visserij	+	+

Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
<u>Benthos</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	--	-

5 Mitigatie

5.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn van de aanleg en verwijdering van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten (alk en zeekoet, en eventueel ook duikers en zee-eenden) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zouden 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §5.2 en Poot *et al.* 2008).

Een mogelijkheid om onderwatergeluid tijdens de aanleg te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien. Echter de effecten van geluid op vogels zijn onbekend en dus ook de noodzaak van deze maatregel.

5.2 Operationele fase

Uit hoofdstuk 4 blijkt dat Alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden dus geminimaliseerd door zo weinig mogelijk grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Daarnaast vallen bij tweebladige turbines minder aanvaringsslachtoffers dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsnelheid en rotordiameter wordt gehanteerd. Tweebladige turbines hebben daarom de voorkeur als er gestreefd wordt om de aantallen aanvaringsslachtoffers te minimaliseren.

Onduidelijk is of verdere inrichtingsmaatregelen nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, 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) en ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en ook leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in tegenstelling tot langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een alternatieve vorm van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek, maar hoe verder je uit de kust komt (zoals bij windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) het geval is), hoe belangrijker relatief gezien de oost-west trek (naar de Britse eilanden) wordt. De noord-zuid oriëntatie speelt dan een minder grote rol. Daarnaast ziet een ruitvorm er van boven uit alsof vogels die er op af vliegen hierlangs geleid zouden worden. Of dat zo werkt is niet bekend. Er is dus onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere versturende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, echter ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte spelen mogelijk een rol (Leopold *et al.* 2010 & 2012).

Op grond van de resultaten van de Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door duikers, jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen en sterns er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit een nadere fijnstelling aan de hand van verschillende inrichtingsalternatieven binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Wel is het aannemelijk, alhoewel dat (nog) niet direct ondersteund wordt door empirisch onderzoek, dat het vergroten van de detectiekans van turbines een vermindering van het aantal aanvaringssslachtoffers kan genereren. Echter deze zijn vogelsoort-specifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op mogelijk succes wordt geboden door maatregelen zoals het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Er zijn echter geen onderzoeksgegevens beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen betekenen, echter aan diverse maatregelen zoals verlichting kleven weer andere nadelen zoals met betrekking tot aantrekking.

Onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek) vogels heeft aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Blauw licht werkt nauwelijks verstorend op de trek evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot *et al.* 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt om bij te werken en ook voor een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het echter, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat de werkverlichting veel sterker is dan de navigatieverlichting, valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en de wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is echter te behalen door de verlichting op de turbines tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker geen goed idee om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Wel kan de verlichting op (grote) werkschepen een probleem vormen als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Verder wordt tegenwoordig op land geëxperimenteerd met een stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat er veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunning al voorgeschreven, echter staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast. Door Krijgsveld *et al.* 2015 is wel een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een eerste inschatting gedaan van welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* 2015 bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur ~ een totaal van 109 uur per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringslachtoffers kan opleveren.

De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens lage windsnelheden (< 5 m/s) gemeten. Om aanvaringen van trekkende vleermuizen met windturbines te verminderen is het verhogen van de startwindsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotorbladen van een turbine beginnen te draaien) de beste mitigatietechniek. Gedurende vrijloop kunnen de rotoren nog altijd snel draaien. Door de hoek van de bladen te veranderen ('pitching') kan de snelheid beïnvloed worden die de bladen tijdens vrijloop hebben. Samenvattend komt de mitigatie erop neer dat bladen beneden een bepaalde windsnelheid niet sneller mogen draaien dan 1 rpm. Het is aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald *et al.* 2009).

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringslachtoffers (aantallen en grootte turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (lokale vogels (broedend en niet-broedend) en vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ("temporary shutdown") in combinatie met een detectie-systeem van verhoogde vogelactiviteit op rotor-hoogte ("early-warning stopping mechanism") biedt mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld *et al.* 2015, May *et al.* 2015). Verder zijn er nog diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, echter deze zijn vogelsoort-specifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie te weeg kunnen brengen bij vogels, echter de frequentie en intensiteit moet dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes bieden maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

5.3 Verwijderingsfase

5.3.1 Vogels en vleermuizen

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringsevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden.

Tevens is het ook van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §5.2).

5.3.2 Onderwaterleven

Op de windturbinezuilen en bestortingen zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal en dichtheid benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat verloren indien de windturbinezuilen en bestortingen worden verwijderd.

Voor het verwijderen van de windturbinezuilen zullen waarschijnlijk geen alternatieve bestaan. Voor de bestortingen kunnen mogelijk wel 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 recentelijk innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Dergelijke materialen kunnen na de operationele fase worden achtergelaten en kunnen een langdurige functie hebben voor de benthos- en visgemeenschap op de het substraat. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijv. meegroeïende schelpdierbanken).

6 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), die worden beschreven in hoofdstuk 4, 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.

In het verleden werden op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, mijnbouw op zee (olie- en gaswinning, CO₂ 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 & 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 heel aantal van bovenstaande activiteiten zijn niet MER-plichtig en effecten zijn niet eerder gekwantificeerd. Echter van een heel aantal activiteiten is 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 barrierewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd natuurlijk voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, echter in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het habitatverlies verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het zogeheten Energie-akkoord heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2023 windparken op zee met een capaciteit van 4450 MW moet zijn geïnstalleerd. Om dit te behalen is in 2015 afgesproken om een totaal van 3450 MW aan wind op zee te plannen in 10 nieuwe parken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Daarnaast zijn er ook in de omringende landen uitgebreide en vergevorderde plannen voor de installatie van vele windparken op zee. Al deze parken hebben effecten op (zee)vogels en vleermuizen in de zuidelijke Noordzee.

In het Kader Ecologie en Cumulatie hebben Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) in detail gekeken naar de cumulatieve effecten

van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) 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. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, echter met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden. Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar verondersteld (zie ook Rijkswaterstaat 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

Ook in het MER voor Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) moet worden gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met andere initiatieven en plannen in de zuidelijke Noordzee. Dit komt dus sterk overeen met het werk van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015). Dit zijn de gecumuleerde effecten van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk) aanwezig of gepland zijn voor 2023. Net zoals in voorliggend document, zijn als input data voor deze berekeningen over aantallen aanvaringssslachtoffers *gemodelleerde* dichtheidsgegevens op basis van ESAS-tellingen vanaf schepen en vliegtuigen en het MWTL-programma vanuit vliegtuigen gebruikt. Ten opzichte van de berekeningen van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) is in voorliggend document gerekend met grotere turbines (6 en 10 MW in plaats van 3 MW) en het totale vermogen per kavel is ook verhoogd van 350 MW naar 380 MW. Ook is in de tussentijd een realistischer scenario berekend voor buitenlandse windparken, en de input parameters van de Borssele kavels zijn geüpdatet naar de laatste inzichten (Gyimesi & Fijn 2015b). Deze nieuwe inzichten zijn nu bij de berekeningen voor soorten in tabel 6.1, 6.2 en 6.3 ook verwerkt.

Deze effecten worden vervolgens afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van een bepaalde soort. In dit achtergrondrapport worden zowel de cumulatieve slachtoffers in de zuidelijke Noordzee afgezet tegen de PBR van de populatie van de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015) als de cumulatieve

slachtoffers in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Dit laatste kan de Nederlandse broedpopulatie zijn (bijvoorbeeld in het geval van kleine mantelmeeuw) of de overwinterende Nederlandse Noordzee populatie (bijvoorbeeld in het geval van grote mantelmeeuw; data afkomstig uit Poot *et al.* 2013a, of in het geval van de dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw de data afkomstig van Netwerk Ecologische Monitoring 2015).

6.1 Vogels

6.1.1 Lokaal verblijvende vogels

Door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) aanvaringslachtoffers bepaald voor alle 106 windparken in de Zuidelijke Noordzee samen. Daarnaast zijn binnen de windparken dichtheden bepaald van soorten om de sterfte door habitatverlies te berekenen (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels conform Bradbury *et al.* (2014). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers. In onderstaande tabellen zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers gepresenteerd voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen vanwege aanvaringen met windturbines of habitatverlies.

Bij de meeste zeevogelsoorten (uitgezonderd de alk en zeekoet) waarvan slachtoffers in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust(zuid) vallen, overschrijdt het cumulatieve aantal slachtoffers in windparken in de zuidelijke Noordzee 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (Rijkswaterstaat 2015). Hierdoor kan er eventueel sprake zijn van een significant effect. Daarom wordt hier de PBR-norm (Potential Biological Removal) als tweede stap gehanteerd om de effecten op biogeografische populaties (in dit geval die van de zuidelijke Noordzee of van de Nederlandse Noordzee) te beoordelen. De totale aantallen slachtoffers als gevolg van windparken in Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust(zuid) worden afgewogen tegen de PBR van een individuele soort. Dit is het aantal vogels dat door sterfte uit een populatie kan worden weggenomen zonder dat deze populatie in de problemen komt.

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig in de zuidelijke Noordzee voorkomen, de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien (Gyimesi & Fijn 2015b). Echter voor één soort, de kleine mantelmeeuw, bleken de berekende aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee nog steeds de PBR-norm te overstijgen (119%) (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 (tabel 4.2a, b, 4.6 en 4.7) zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers	Cumulatief #	Cumulatief #	PBR	Fractie sterfte tov PBR
	Kavel III / Kavel IV	slachtoffers door aanvaringen	slachtoffers door habitatverlies		
kleine mantelmeeuw	60 / 152	8.742	246	7.560	1,19
grote mantelmeeuw	10 / 12	3.146	99	4.144	0,78
zilvermeeuw	38 / 51	3.152	43	4.184	0,76
jan-van-gent	1 / 1	1.117	105	5.245	0,23
drieteenmeeuw	21 / 18	2.806	731	16.473	0,21
zeekoet	15 / 13	13	3.464	26.641	0,12
alk	3 / 2	29	550	7.129	0,08
eider	7 / 2	1736	40	22.082	0,08
stormmeeuw	26 / 19	1.054	66	22.534	0,05
dwergmeeuw	3 / 10	159	18	3.971	0,04
grote stern	3 / 2	79	11	2.378	0,04

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden in dit achtergronddocument ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (OWEZ, PAWP, ENECO Luchterduinen, Gemini Oost, Gemini West en de SER parken (1-10)) afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie; tabel 6.2). De keuze voor welke populatieschatting wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* 2013 geïdentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven bij de meeste soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm, terwijl bij de zilvermeeuw net onder de PBR-norm (98%) (tabel 6.2). Voor deze soort wordt om de worst-case te waarborgen een strengere PBR-norm gehanteerd (zie Rijkswaterstaat 2015), vanwege de afnemende populatie van deze soort.

Tabel 6.2 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 (tabel 4.2a, b, 4.6 en 4.7) zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers Kavel	Cumulatief # slachtoffers		NL-PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
	III / Kavel IV	door aanvaringen	door habitatverlies		
	Hollandse Kust	NL parken	NL parken		
zilvermeeuw	38 / 51	696	10	720 ²	0,98
kleine mantelmeeuw	60 / 152	1.185	26	2.802 ¹	0,43
grote mantelmeeuw	10 / 12	325	5	813 ¹	0,41
jan-van-gent	1 / 1	183	7	527 ¹	0,36
stormmeeuw	26 / 19	190	12	1.305 ¹	0,15
drieteenmeeuw	21 / 18	311	26	3.048 ¹	0,11
dwergmeeuw	3 / 10	56	7	1.269 ¹	0,05
eider	7 / 2	42	2	2.715 ³	0,02
grote stern	3 / 2	15	3	1.298 ¹	0,01
zeekoet	15 / 13	1	136	9.494 ¹	0,01
alk	3 / 2	2	25	1.943 ¹	0,01

PBR waarden op basis van populatieschattingen in:

¹ Poot *et al.* 2013a

² Netwerk Ecologische Monitoring 2015

³ BirdLife International 2004

Conclusie

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In de KEC documenten (Rijkswaterstaat 2015) kwam naar voren dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW-turbines, als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, de cumulatieve sterfte bij de meeste zeevogels (uitgezonderd de alk en zeekoet) niet onder 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte blijft en bij kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen ook niet binnen de PBR blijft. Daarmee kon nog niet met zekerheid worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee. Als er in de berekeningen realistische windturbintypes worden gebruikt voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijft alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm liggen (Gyimesi & Fijn 2015b). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm dan blijven de gecumuleerde aantallen slachtoffers onder of op de PBR-norm van de grote meeuwensoorten. Bovendien liet eerdere populatiemodellering van de kleine mantelmeeuw ook zien dat bij een sterfte minder dan 1.790 individuen de Nederlandse populatie kleine mantelmeeuwen niet in gevaar komt (Poot *et al.* 2011). Op basis van dit gegeven kan met zekerheid worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte in de huidige bekende windparken

op te vangen en dat de gunstige staat van instandhouding van zeevogelsoorten niet in het geding komt.

6.1.2 Broedende kolonievogels

Kavel III en IV liggen buiten bereik van de meeste broedkolonies, alleen broedende noordse stormvogels (niet uit Nederlandse broedgebieden), kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit NL), stormmeeuwen en grote sterns kunnen de lokatie bereiken.

Van de broedvogels binnen Natura 2000-gebieden hebben alleen kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer en grote sterns uit de Grevelingen en het Haringvliet Kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) binnen bereik. Voor de kleine mantelmeeuwen uit het Natura 2000-gebied Veerse Meer speelt cumulatie van kavels I – III in windenergiegebied Borssele en Kavel II en III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel IV van windenergiegebied Borssele en Kavel I en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt niet in het bereik van kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer. Voor de grote sterns uit de Grevelingen en het Haringvliet liggen geen andere windparkkavels in bereik dan Kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en daarom is cumulatie hier niet aan de orde.

Slachtofferschattingen kleine mantelmeeuwen

De maximale aantallen slachtoffers in Kavel III onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn klein: 0,3 slachtoffer per jaar bij Alternatief 1 en 0,1 slachtoffer per jaar bij Alternatief 2. In cumulatie met andere initiatieven maximaal 3 slachtoffers (2,7) per jaar uit de kolonie in het Veerse Meer komen. Dat is één slachtoffer lager dan eerder aangenomen (Gyimesi *et al.* 2016b), doordat het aantal slachtoffers in Kavel III lager uitviel dan eerder ingeschat.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Veerse Meer

Het cumulatieve aantal slachtoffers per jaar bij alle windparken in de Zuidelijke Noordzee (2,7 exemplaren) van kleine mantelmeeuwen afkomstig uit het Natura 2000-gebied Veerse Meer bedraagt in totaal 1,7% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte voor deze kolonies. Dit ligt dus boven de 1%-mortaliteitsnorm en leidt mogelijk tot significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Veerse Meer. Echter, de populatie in dit gebied zit ver boven het instandhoudingsdoel, waardoor een additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie.

Dit is ook geïllustreerd door Lensink & van Horssen (2012) in een populatiemodel voor de kleine mantelmeeuw waarmee het effect van additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met windturbines op zee op de Nederlandse (broed)populatie(s) van de kleine mantelmeeuw is onderzocht. De uitkomsten uit dit model laten zien dat een jaarlijkse additionele sterfte die aanzienlijk hoger ligt dan de 1%-mortaliteitsnorm, leidt tot slechts een zeer beperkte afname in de populatiegrootte en niet tot een blijvend

dalende trend. Voor de kleine mantelmeeuw lijkt een aandeel floaters in de populatie van 40% realistisch (Lensink & van Horssen 2012). Dit betekent dat bij een additionele sterfte die ruim 10% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte bedraagt de broedpopulatie van de kleine mantelmeeuwen stabiliseert op een niveau dat minder dan 3% lager ligt dan het uitgangsniveau.

Op basis van voorgaande modeluitkomsten wordt geconcludeerd dat dit ook opgaat voor de kolonies in het Veerse Meer. Significant negatieve effecten door aanvaringen op de broedpopulatie van kleine mantelmeeuwen binnen het Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn met zekerheid uit te sluiten.

6.1.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en in cumulatie met andere windpark initiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) bepaald dat voor een aantal soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers boven de 1% mortaliteitsnorm uitkomen maar voor alle soorten onder de PBR van de internationale populatie blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor 7 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel 6.3). Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter met name bij de berekeningen van aantallen aanvaringslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte).

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie §6.1.1) wordt hier geen Nederlandse PBR voor trekvogels berekend omdat 'de' Nederlandse populatie van trekvogelsoorten niet te bepalen is. De meeste slachtoffers onder trekvogels (zoals de soorten uit tabel 6.3) vallen onder vogels die Nederland passeren in de trektijd (voorjaar en najaar) tijdens hun seizoenstrek tussen broed- en overwinteringsgebieden. Deze slachtoffers zijn dus afkomstig uit de hele flyway populatie. Er is geen onderscheid te maken welke van deze vogels afkomstig is uit Nederland en welke uit het buitenland (bijvoorbeeld het noorden/noordoosten

Scandinavië, Rusland, waar veel trekvogelsoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de flyway populatie en daarvoor een PBR te berekenen.

Tabel 6.3 *Cumulatief aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen, berekend met het extended Band model, ten opzichte van de 1% mortaliteitsnorm en als fractie van PBR, voor de trekvogelsoorten waarvan de fractie van PBR boven de 0,05 ligt.*

Soort	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	1% mortaliteitsnorm	Fractie van PBR
wulp	517	148	0,57
zwarte stern	21	6	0,50
kleine zwaan	55	27	0,42
drieteenstrandloper	359	48	0,20
spreeuw	16.387	26.678	0,12
kanoet	623	372	0,10
rosse grutto	365	203	0,06

Een uitzondering vormen de trekvogelsoorten die Nederland als uiteindelijk overwinteringsgebied gebruiken, met een bekend aantal vogels van de fly-way populatie. Van de soorten in tabel 6.3 is dit alleen de kleine zwaan. In Nederland overwintert jaarlijks 48 – 82% van de flyway populatie die ongeveer 18.000 vogels bedraagt (Nagy *et al.* 2012). Op basis van het gemiddelde seizoensmaximum in de winter (9.440) in de laatst beschikbare vijf jaar periode (2007 – 2012; bron: SOVON) is in de afgelopen periode de fractie kleine zwanen van de flyway populatie in Nederland aan de lage kant. Mogelijk door klimaatverandering overwinteren steeds meer kleine zwanen dichterbij de broedgebieden, en dus ten oosten van Nederland. De kleinste Nederlandse populatie kan als worst-case scenario voor het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van een Nederlandse PBR beschouwd worden. De PBR voor deze populatie komt uit op 69 vogels. In de Nederlandse windparken op zee zullen jaarlijks 6 kleine zwanen als slachtoffer vallen door aanvaring met een turbine. Dit is 9% van de PBR zoals berekend voor de in Nederland overwinterende kleine zwanen.

Conclusie

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (Rijkswaterstaat 2015, Gyimesi & Fijn 2015a). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg van aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Bij de kleine zwaan wordt 42% van de internationale PBR en 9% van de Nederlandse PBR behaald door windparken op zee op basis van de huidige conservatieve benadering. Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de gunstige staat van instandhouding van trekvogelsoorten niet in het geding komt.

6.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis zijn de drie soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee, echter een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Op basis van enkele aannames zullen de effecten het kleinst zijn op de rosse vleermuis. Voor ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis is de informatie aangaande de grootte van bronpopulaties dermate ontoereikend dat een realistische inschatting van effecten niet mogelijk is.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) zijn voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gedaan in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Deze PBR waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curve en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is er niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden. De cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen (7.700 volgens Rijkswaterstaat 2015) zouden daarmee ver boven de PBR liggen, terwijl die van rosse vleermuis (200 zie Rijkswaterstaat 2015) hieronder liggen. Echter de belangrijkste conclusie van Rijkswaterstaat (2015) is dat door een gebrek aan data voor beide soorten significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten.

Het is niet mogelijk om in het geval van vleermuizen de Nederlandse PBR te gebruiken conform de aanpak bij vogels. We hebben wel een schatting van het aantal ruige dwergvleermuizen dat in Nederland zit in de nazomer. Slechts een deel van deze dieren trekt echter daadwerkelijk weg, en maar een klein deel daarvan naar Engeland. Hoe groot deze delen zijn is onbekend. Voor de rosse vleermuis is het toetsen van slachtoffers aan de Nederlandse populatie onverstandig. De Nederlandse populatie overwintert grotendeels in Nederland. De trek die bij Nederlandse dieren is vastgesteld vond in zuidelijke (of ZW) richting plaats. Trek naar Engeland is nog nooit vastgesteld.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015). Gebaseerd op de huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuizen op de Noordzee enerzijds en het ontbreken van betrouwbare schattingen van populatiegroottes anderzijds, is het niet

uit te sluiten dat in het worst-case scenario negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

6.3 Vissen en benthos

Algemeen

De effecten op benthos en vissen zijn over algemeen zodanig klein dat er weinig verschil is in overall effecten van de verschillende alternatieven en/of windparken. Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloedt wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast komen in dit deel van de Noordzee geen soorten benthos of vissen voor met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht.

Een belangrijke opmerking bij deze conclusie is het feit dat er weinig praktijkstudies zijn die mogelijke effecten gekwantificeerd hebben. Uitgaande van de vis- en benthosmonitoringen van het offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en referentiegebieden lijkt de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar op de benthos- en visgemeenschap (Bergman *et al.*, 2012; Hal *et al.*, 2012). Cumulatieve effecten ten gevolge van meerdere windparken en/of een hoger aantal turbines zullen hierin niet wezenlijk van verschillen.

Indien er onverhoopt andere soorten worden aangetroffen in een plangebied dan die in de huidige studie zijn beschouwd, bijv. soorten met een meer kritische verspreiding, ecologie of leefwijze, kunnen (cumulatieve) effecten wel een rol gaan spelen.

Faciliteren vestiging exoten

Een uitzondering vormt de mogelijke effecten van de komst van windturbines op zee op de vestiging van exoten. Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie faciliteren/versnellen van dit deel van de Noordzee door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe exoten geassocieerd met hard substraat. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade (bijv. Japanse oester). In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt in windparken is tot op heden nooit onderzocht.

7 Literatuur

- Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1318-1323.
- Ainslie, M.A. (2010). Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 707.
- Arts, F.A. & C.M. Berrevoets, 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2005. Rapport RIKZ/2005.032, Middelburg.
- 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.
- Bach, P., L. Bach & K. Ekschmitt, 2014. "Bat activities and bat fatalities at different wind farms in North-west Germany." in XIIIth European Bat Research Symposium, Sibenik, Croatia.
- 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: R695-696.
- Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural heritage Guidance Note.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.
- 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.
- 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-Revue Canadienne De Zoologie* 85(3): 381-387.
- Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.
- Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.
- Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.
- 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.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2001. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van de Noordse stormvogel op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg. ISBN 90-369-3495-8. 54 pp.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 37 pp.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 21 pp.
- Bijlsma R.G. F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en Schaarze 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.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2015. Broedvogels in Nederland in 2013. Sovon-rapport 2015/14. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Bolle L.J., de Jong C.A.F., Bierman S., de Haan D., Huijter T., Kaptein D., Lohman M., Tribuhl S., van Beek P., van Damme C.J.G., van den Berg F., van der Heul J., van Keeken O., Wessels P. & Winter E., 2011. Shortlist Masterplan Wind. Effect of piling noise on the survival of fish larvae (pilot study). Report number C092/11 IMARES.
- 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
- 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. Huijter, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares WageningenUR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.
- Booman C, Dalen J, Leivestad H, Levsen A, van der Meeren T et al (1996) Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium UIB. Rapport Fisker og Havet Nr. 3-1996. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- 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.
- Bos O.G., Witbaard R., Lavaleye M., van Moorsel G., Teal L.R., van Hal R., ter Hofstede R., van Bemmelen R., Witte R.H., Geelhoed S. & Dijkman E.M., 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. A Marine Strategy Framework Directive perspective. Report number C071/11 IMARES.
- 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. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- Brinkmann R., O. Behr, I. Niermann, & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bruinzeel, L.W., J. van Belle, L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden, 38 p.
- 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. 201 pp.
- 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.
- Buurma, L.S., 1987. Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober, Limosa 60:63-74.
- Buurma L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee, Sula 5(2): 59-61.

- Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. *Natura* 2: 52-54.
- Camphuysen, C.J., 2009. Het gebruik van zeetrekellingen bij de analyse van populatie schommelingen (2). Dwergmeeuwen *Larus minutus* langs de kust. *Sula* 22: 49-66.
- 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., 2013. A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man - made environment. Ph.D. - thesis, Univ. Groningen, Groningen.
- Camphuysen C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. *Limosa* special issue 56(3)le : 81-230.
- 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. and M. F. Leopold. 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. *Sula* 10:169-182.
- 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. & 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. & 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., 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.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. *PLoS ONE* 7: e39593
- Casper BM, Halvorsen MB, Matthews F, Carlson TJ, Popper AN 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844. doi:10.1371/journal.pone.0073844.
- CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010 (indicator 2159, versie 01 , 25 september 2012). . <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. . CBS; Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.
- 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.
- Collier, M.P., A. Gyimesi & S. Dirksen, 2013. Schattingen van aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonies op Texel in nieuwe offshore windparken in Nederland. Rapport 12-238. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collier, M.P., A. Gyimesi & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust voor kleine mantelmeeuwen vanuit de broedkolonie Texel. Bureau Waardenburg, Culemborg.

- Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burton 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology and The Crown Estate, UK.
- 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., 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.
- Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330–1340.
- Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.
- Daan N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.
- Daan R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216
- Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The danish energy agency, the danish nature agency, DONG Energy & Vattenfall.
- Debuschere E, De Coensel B, Bajek A, Botteldooren D, Hostens K, Vanaverbeke J *et al.* (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. doi:10.1371/journal.pone.0109280
- De Jong, J. De, P. Bach & A. Eriksson, 2013. Bat migration in the south Baltic Sea and consequences for wind power development. Book of Abstracts CWE, Stockholm.
- De Jong, C.A.F. & M.A. Ainslie, 2012. Underwater sound due to piling activities for Prinses Amaliawindpark. TNO report TNO 2012 R10081, Den Haag, Nederland.
- 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.
- 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
- Deelder C.L. & L. Tinbergen 1947 Waarnemingen over de vlieghoogte van trekkende Vinken, *Fringilla coelebs* L. en Spreeuwen, *Sturnus vulgaris* L. *Ardea* 35: 45-78.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika. Originele titel: Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.
- Dirksen, S., M. Japink & J.C. Hartman, 2012. Kleine mantelmeeuwen en offshore windparken: nieuwe informatie voor schatting aantal aanvaringslachtoffers. Rapport 12-087. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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.
- Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. *Ibis* 124:359-361.
- Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.

- Edwards, E.W.J., L.R. Quinn, E.D. Wakefield, P. Miller & P.M. Thompson, 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98: 438-444. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.04.011
- Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköld, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, A.D. Rijnsdorp 2016 Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099
- 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.
- 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. Huppopp & 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.
- Fijn, R.C. & M.P. Collier, 2014. Berekeningen aanvarings-slachtoffers onder vogels door windpark Beaufort. Tekst over modellen, cumulatieve, tabellen en grafieken. Rapport 14-079. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. *Bird Study* 61: online access. doi: 10.1080/00063657.2014.950942
- Fijn, R.C., Poot, M.J.M., van Rijn, S., van Eerden, M.B. & Boudewijn, T.J. 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 fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot, 2015. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Rapportnr. 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.d. Jong, R.J. Jonkvorst, B. Engels, T.J. Boudewijn, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly & F.A. Arts, in prep. PMR-NCV onderzoek sterns in de Delta en Voordelta. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fleming T.H. & P. Eby, 2003. Ecology of bat migration. In: Kunz T.H. & Fenton M.B. (Eds). *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.
- 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. *Mar Ecol Prog Ser* 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.
- 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.
- Govoni JJ, West MA, Settle LR, Lynch RT, Greene MD (2008) Effects of underwater explosions on larval fish: Implications for a coastal engineering project. *J Coast Res* 24: 228–233
- 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. *Mar Ecol Prog Ser* 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.
- Gruber, S. en G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestutzter Radaruntersuchungen, *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 151-156.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., M.P. Collier & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor 14 windturbine varianten (4 MW - 10 MW) in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.01562.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M.P. Collier, W. Bouten & R.C. Fijn, 2016a. Validation of biological variables for use in the SOSS Band model for Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* and Herring Gull *Larus argentatus*. Rapport 16-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016b. 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.
- Haan, D. de, 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.
- Hal, R. van, 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. Imeres Wageningen UR.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714
- 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., Wanless, S. and Camphuysen, C.J. (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. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01549.x
- 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.
- 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.
- International Association of Marine Aids to Navigation and Lighthouse Authorities, 2008. Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.
- 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 - TNO 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.
- Jarvis S., Allen J., Proctor N., Crossfield A., Dawes O., Leighton A., McNeill L., Musk W., 2004. Dutch Wind Farms: NSW Lot 1 Benthic Fauna. Final Report 19 February 2004. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS) The University of Hull. Reference No: ZBB607.2-F-2004.
- Jaspers Fajfer, 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. doi: 10.1111/1365-2664.12191
- Jones, G., Cooper-Bohannon, R., Barlow, K. & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.
- 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.
- 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.
- Kerbiriou, C., I. Le Viol, X. Bonnet & A. Robert, 2012. Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. *Population Ecology* 54: 295-304.

- Korner-Nievergelt, F., O. Behr, I. Niermann & R. Brinkmann, 2011. Schätzung der Zahl verunglückter Fledermäuse an Windenergieanlagen mittels akustischer Aktivitätsmessungen und modifizierter N-mixture Modelle. – In: Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (Hrsg.), 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. - Umwelt und Raum Bd. 4, 323-353, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. *Journal of Ornithology* 151: 459-467.
- 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.
- 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 bv, 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 nr 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 nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Kunz, T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher, & M.D. Tuttle, 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315–324.
- Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2011. Foraging ranges of Northern Gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the North Sea. RSPB report to DECC. Download via http://www.rspb.org.uk/Images/Langston_Boggio_2011_tcm9-273881.pdf
- 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>.
- Lehnert L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE* 9(8): e103106.
- Lengkeek, W., K. Didden, 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.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink R., C.J. Camphuysen, D.A. Jonkers, M.F. Leopold, H. Schekkerman, S. Dirksen, 1999. Falls of migrant birds, an analysis of current knowledge. Rapport 99.55, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R., J.W. de Jong & J.C. Kleyheeg-Hartman, 2015. Luchtfoto inventarisatie van op daken broedende meeuwen in Den Haag in 2010. *Limosa* 88: 114-124.

- 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., 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, L. Teal & the OWEZ-team, 2010. Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ). NoordzeeWind rapport OWEZ_R_221_T1_20100731_local_birds. Imares / NoordzeeWind, Wageningen / IJmuiden.
- Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2013. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.
- Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013. "Windenergie binnen 12 mijl" in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Lewis, S., T.N. Sherratt, K.C.Hamer & S. Wanless, 2001. Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412:816-819.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 260 blz.
- 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, Zoogdierveniging & Bureau Waardenburg.
- 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 doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.
- LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., and Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.
- 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.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- 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.

- 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 alpha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. 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.
- Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015. Vastgestelde notitie reikwijdte en detailniveau. Milieueffectrapport kavelbesluiten Borssele. Download via www.rvo.nl.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. and A.D. Poyser, London.
- Morris S. 2014. <http://www.theguardian.com/environment/2014/jan/20/thumb-sized-bat-crosses-english-channel>.
- Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & Nolet B. 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.
- Natural England 2014. Site Improvement Plan – Alde / Ore Estuary. Download van <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/4884745984933888>
- Nelson, J.B. 1978. The gannet. T & AD Poyser, Berkhamsted, Herts.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann *et al.* 2011.
- 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.
- 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., R.D. Nielsen, M.L. Mackenzie, 2014b. 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. 51 pp.
- Petersen 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. Zeetrektingen 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. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x.
- 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., C. Heunks, H.A.M. Prinsen, P.W. van Horssen & T.J. Boudewijn, 2006. Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2, Perceel 4: Vogels. Rapport 06-244. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Poot M.J.M., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heunks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen 2011. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Report 11-026, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., Fijn, R.C., Schoten, H. 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. [in Dutch, English summary and figure captions]
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013a. 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. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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, 2013b. 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., and Hawkins, A. D. (eds) (2014). "The effects of noise on aquatic life II," Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Prins T.C., Twisk F., van den Heuvel-Greve M.J., Troost T.A., van Beek J.K.L., 2008. Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms. Deltares, Report Z4513, june 2008.
- Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.
- Reiss H. Greenstreet S. P. R. Sieben K. Ehrich S. Piet G. J. Quirijns F. Robinson L. et al 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.
- Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.
- 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.
- Robinson, R.A., 2005 BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed on 12/11/2014)
- Rodgers, J. A. and Schwikert, S. T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conserv. Biol.* 16: 216–224.
- Russ, J.M., Hutson, A.M., Montgomery, W.M., Racey, P.A., J.R. Speakman, 2001. The status of Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839) in the British Isles. *Journal of Zoology* 254: 91-100.
- 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(1): 139-147.
- Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdijk, 2010. Atlas van de Noord-Hollandse broedvogels 2005-2009. Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland (SVN) / Landschap Noord-Holland.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. and Garthe, S. (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecol. Appl.* 21: 1851–1860.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Skov, H., S. Heinänen & M. Lazcny, 2015a. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds TConst report. ENECO
- Skov, H., S. Heinänen, L. Nyborg & M. Lazcny, 2015b. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T0 report. ENECO
- Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Arch. Neerlandaises de Zoologie* 16: 423-439.
- SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.
- Stone, E.L., S. Harris & G. Jones 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology* 80: 213-219.
- Strucker, R.C.W., M.S.J. Hoekstein & P.A. Wolf, 2014. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2013. RWS Waterdienst BM 14.12. Delta Project Management, Culemborg.
- Strucker, R.C.W., F.A. Arts & M.S.J. Hoekstein, 2015. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2014. RWS Centrale Informatievoorziening BM 15.07. RWS Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Vlissingen.
- 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.
- 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., Ross-Smith, V.H., Clark, N.A., Conway, G.J., Wade, H., Masden, E.A., Rehfish, M.M., Bouten, W. & Burton, N.H.K. 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 No. 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.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- 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.
- Van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.
- 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. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* , 17: 1216–1226.
- 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).
- 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.
- 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 Duin C.F., Jaspers C.J., Kreft M., 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.
- Van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJseelmeer, the Netherlands: a recent and succesfull adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
- Van Gasteren H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: en radarstudie. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Van Hal R., Bos O.G., Jak R.G., 2011. Noordzee: systeemdynamiek, klimaatverandering, natuurtypen en benthos. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Werkdocument 255 Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu Wageningen, september 2011.
- Van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn, 154p.
- Vanermen N. & E.W.M. Stienen, 2009. Seabirds & Offshore Wind Farms: Monitoring results 2008. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2009.8). INBO, Brussel.
- Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens & M. Van de Walle 2006. Referentiestudie van de avifauna van de Thorntonbank. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.A.2006.22). INBO, Brussel.
- 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 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, 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* doi: 10.1007/s10750-014-2088-x
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niemann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80–86.
- Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevovericht 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.
- Wakefield, Ewan D., Bodey, Thomas W., Bearhop, Stuart, Blackburn, Jez, Colhoun, Kendrew, Davies, Rachel, Dwyer, Ross G., Green, Jonathan A., Gremillet, David, Jackson, Andrew L., Jessopp, Mark J., Kane, Adam, Langston, Rowena H.W., Lescroel, Amélie, Murray, Stuart, Le Nuz, Mélanie, Patrick, Samantha C., Peron, Clara, Soanes, Louise M., Wanless, Sarah, Votier, Stephen C., Hamer, Keith C.. 2013 Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341 (6141). 68-70. [10.1126/science.1236077](https://doi.org/10.1126/science.1236077)
- 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.
- Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. and Taylor, K. (Eds) *The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda*. Unpublished University of Durham Expedition Report.
- Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. *Seabird* 7: 62–70.
- 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 zand winning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.
- 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.

Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

I.1 Inleiding

In deze bijlage worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Wind op Zee' (2014) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. Hierin liggen ook de vergunningen en ontheffingen verankerd. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van het kavelbesluit.

In de natuurwetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming, die vanaf 1 januari 2017 onder de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) worden gebracht. Deze wet vervangt de Flora- en faunawet, de Natuurbeschermingswet 1998 en de Boswet. Gebiedsbescherming is in deze wet beschreven onder § 1.2.1 'Natura 2000-gebieden' en de bescherming van soorten onder § 1.2.2 'Soorten'. Met deze wet geeft Nederland momenteel invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.3). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.4). De Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet is beschreven in § 1.5.

I.2 Kader Wet natuurbescherming (Wnb)

Art 1.10 De Wet natuurbescherming is gericht op:

- het beschermen en ontwikkelen van de natuur, mede vanwege de intrinsieke waarde, en het behouden en herstellen van de biologische diversiteit;
- het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de natuur ter vervulling van maatschappelijke functies, en
- het verzekeren van een samenhangend beleid gericht op het behoud en beheer van waardevolle landschappen, vanwege hun bijdrage aan de biologische diversiteit en hun cultuurhistorische betekenis, mede ter vervulling van maatschappelijke functies.

Art 1.11 Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor Natura 2000-gebieden, bijzondere nationale natuurgebieden en voor in het wild levende dieren en planten en hun directe leefomgeving. Deze zorgplicht houdt in elk geval in dat handelingen waarvan redelijkerwijs verwacht mag worden dat ze nadelige gevolgen kunnen hebben voor een Natura 2000-gebied, een bijzonder nationaal natuurgebied of voor in het wild levende dieren en planten achterwege blijven, dan wel noodzakelijke maatregelen treft om negatieve gevolgen te voorkomen, of voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen ze beperkt of ongedaan maakt.

Art 1.12 Gedeputeerde staten van de provincies dragen zorg voor:

- het nemen van de nodige maatregelen voor de bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle van nature in het wild levende vogelsoorten, planten en dieren en hun habitats van bijlagen II, IV en V bij de Habitatrichtlijn;
- habitattypen van bijlage I van deze richtlijn;
- het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in het wild voorkomende dier- en plantensoorten;
- de totstandkoming en instandhouding van een samenhangend landelijk ecologisch netwerk, genaamd Natuurnetwerk Nederland.

Gedeputeerde staten kunnen gebieden buiten het Natuurnetwerk Nederland aanwijzen die van provinciaal belang zijn vanwege hun natuurwaarden of landschappelijke waarden, met inachtneming van hun cultuurhistorische kenmerken. Deze gebieden worden aangeduid als 'bijzondere provinciale natuurgebieden' en 'bijzondere provinciale landschappen'.

I.2.1 Natura 2000-gebieden

De Wnb heeft tot doel het beschermen en in stand houden van Natura 2000-gebieden.

Relevante wettelijke bepalingen

De beoordeling van projecten en andere handelingen wordt geregeld in artikel 2.7 tot en met artikel 2.9. Aanwijzingsbesluiten geven de instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de leefgebieden voor vogels van de Vogelrichtlijn, de natuurlijke habitats en de habitats van soorten van de Habitatrichtlijn. De instandhoudingsmaatregelen zijn voor elk gebied beschreven in het beheerplan. Tevens beschrijft het beheerplan welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen. Voor het uitvoeren van plannen of projecten kan GS de verplichting opleggen tot preventieve of herstelmaatregelen. Dit is niet van toepassing indien voor het plan of project een (omgevings)vergunning is verleend.

Beoordeling van plannen en projecten

Art. 2.7 Voor een plan dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied, en dat afzonderlijk of in combinatie (in cumulatie) met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, is een **passende beoordeling** noodzakelijk.

Er is een **vergunning** nodig van GS voor projecten of andere handelingen die de kwaliteit van de natuurlijke habitats of de habitats van soorten in dat gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen. De bevoegdheid ten aanzien van de vergunningverlening ligt bij GS van de provincie waarin het project wordt uitgevoerd.

Er geldt een **uitzonderingen op de vergunningprocedure** op grond van de Wet natuurbescherming: als 1) via een andere wettelijke bepaling een passende beoordeling verplicht is (bijvoorbeeld op grond van de Tracéwet of de Spoedwet wegverbreding) voor de besluitvorming. 2) als de vergunningverlening via de Wabo loopt, dus via een omgevingsvergunning

Art. 2.8 Géén vergunning is nodig:

- Als het project of de handeling is opgenomen in een Natura 2000-beheerplan of in een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS). Voorwaarde is dat 1) dat het bestuursorgaan dat het plan of programma heeft vastgesteld heeft, tevens bevoegd gezag is voor vergunningverlening of dat dit bestuursorgaan heeft ingestemd heeft met het plan of programma.
- Als het project of de handeling al bestond of bekend was op de referentiedatum 31 maart 2010 of later als het gebied later is aangewezen (ook wel bekend als bestaand gebruik).
- Bij door PS bij verordening aangewezen categorieën van gevallen.
- Als het project of andere handeling deel uitmaakt van een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS), mits opgenomen in een algemene maatregel van bestuur en mits voldaan wordt aan een aantal voorwaarden.
-

Toelichting op begrippen

Habitattoets

De habitattoets is de verzamelnaam van toetsingen van effecten van plannen en projecten op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. In beginsel worden de effecten van plannen en projecten op Natura 2000-gebied 'passende beoordeeld'. Als er kans is op significant negatieve effecten en mitigerende maatregelen bij de beoordeling zijn betrokken wordt gesproken over een '**passende beoordeling**'. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een **oriëntatiefase** – soms ook wel '**voortoets**' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in grote lijnen identiek met een passen de beoordeling, echter mitigerende maatregelen zijn bij de oriëntatiefase niet bij de beoordeling betrokken. Als de conclusie is dat significante negatieve effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten en maatregelen nodig zijn om significant negatieve effecten met zekerheid te voorkomen, zal alsnog een passende beoordeling nodig zijn.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen ter voorkoming of beperking van het (mogelijke) effect van het project of andere handeling en deze maatregelen zijn onlosmakelijk verbonden zijn met een project / andere handelingen.

Cumulatieve effecten

Voor de habitattoets geldt uitdrukkelijk dat voor elke activiteit onderzocht moet worden of er mogelijke significante effecten zijn als gevolg van de activiteit afzonderlijk *en* in combinatie met andere plannen en projecten. In het laatste geval moeten de gezamenlijke ofwel cumulatieve effecten beoordeeld worden in het licht van de

instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. Het gaat daarbij om alle plannen en projecten die op bestuurlijk niveau zijn goedgekeurd.

Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van het plan of project realisatie van de instandhoudingsdoelen wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. In de Leidraad bepaling Significantie is het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.²

Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de 'externe werking' van de bescherming genoemd.

I.2.2 Soorten

Verbodsbepalingen

De Wnb onderscheid bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

Art. 3.1 *Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn*

1. Het is verboden opzettelijk in het wild levende vogels (VR artikel 1) te doden of te vangen.
2. Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen.
3. Het is verboden eieren van vogels te rapen en deze onder zich te hebben.
4. Het is verboden vogels opzettelijk te storen.
5. Het verbod, opzettelijk storen, is niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort. Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten vogels die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd³.

Art. 3.5 *Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn*

1. Het is verboden in het wild levende **dieren** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage II, VvBonn Bijlage I) opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te verstoren.
3. Het is verboden eieren van dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te vernielen of te rapen.
4. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
5. Het is verboden **planten** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage I) te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

² Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.

³ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.

Art. 3.10 Beschermingsregime andere soorten

1. Het is verboden in het wild levende **zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen en kevers** van de soorten, genoemd in de bijlage, onderdeel A, van deze wet opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
3. Het is verboden **vaatplanten** genoemd in de bijlage, onderdeel B, van deze wet te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

In de Bijlagen van de Verdragen van Bern en Bonn worden ook vogels genoemd. Sommige vogelsoorten vallen daarmee zowel onder het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' als ook onder het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. Het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn' is ten aanzien van 'verstoren' strikter dan het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' (zie tabel). Aan de andere kant zijn de ontheffingsgronden voor het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' weer beperkter dan voor 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. We gaan in het toetsingskader zekerheidshalve uit van het juridisch strengste beschermingsregime.

Ontheffingen en vrijstellingen

Gedeputeerde staten kunnen een ontheffing verlenen van verboden die gelden voor Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Art 3.3) en Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Art 3.8). Provinciale staten en de Minister kunnen bij verordening vrijstelling verlenen van deze verboden (Art 3.3, Art 3.8).

Een ontheffing of een vrijstelling wordt uitsluitend verleend als aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er geen andere bevredigende oplossing bestaat,
- er is voldaan aan een in Art 3.3 dan wel Art 3.8 genoemd belang,
- er geen sprake is van een verslechtering van de (gunstige) staat van instandhouding van de betreffende soort.

Aan een ontheffing kunnen voorwaarden worden gesteld om schade te beperken of te compenseren zodat er geen afbreuk wordt gedaan aan de Svl.

Art 3.3, Art 3.8 De verboden voor zijn niet van toepassing op handelingen ten behoeve van instandhoudingsmaatregelen en handelingen in het kader van een Natura 2000-beheerplan.

Art. 3.10 Voor soorten vallend onder '*Beschermingsregime andere soorten*' kan de provincie aanvullend (op Art 3.8) een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de **ruimtelijke inrichting of ontwikkeling** van gebieden en **bestendig beheer of onderhoud**.

Art. 3.31 De hierboven genoemde verboden zijn niet van toepassing op handelingen die zijn beschreven in en aantoonbaar worden uitgevoerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde **gedragscode** en die plaatsvinden in het kader van bestendig beheer of onderhoud en ruimtelijke ontwikkeling en inrichting.

I.3 Natuurnetwerk Nederland en Barro

Natuurnetwerk Nederland (NNN, voorheen EHS) heeft als doel om van de bestaande en nieuwe natuur een goed functionerend netwerk te maken. Het ruimtelijk beleid voor de NNN is gericht op 'behoud, herstel en ontwikkeling van de wezenlijke kenmerken en waarden' van de NNN. Op plannen, projecten of handelingen binnen de NNN is het 'nee, tenzij'-regime van toepassing. Vanaf 1 oktober 2012 is het nee, tenzij-regime vastgelegd in het Besluit algemene regelingen ruimtelijke ordening, kortweg Barro.

Het Barro bepaalt dat provincies de (begrenzing van de) NNN moeten vastleggen in een provinciale verordening. In die verordening worden regels gesteld omtrent de inhoud van en de toelichting bij bestemmingsplannen in het belang van de realisatie, bescherming, instandhouding en verdere ontwikkeling van de beoogde natuurkwaliteit van de NNN

De provincies moeten de wezenlijke kenmerken en waarden van de NNN vastleggen. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de huidige en potentiële waarden, gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. De natuurdoelen worden vaak per perceel in natuurdoeltypen of beheertypen vastgelegd.

Het Barro bepaalt in art. 2.10.4 de voorwaarden waaronder plannen kunnen worden toegestaan, die (per saldo) leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of een significante vermindering van de oppervlakte of de samenhang van de NNN:

- er is sprake van een groot openbaar belang (waaronder in ieder geval worden gerekend: de veiligheid, de hoofdinfrastructuur, de drinkwatervoorziening, de plaatsing van installaties voor de opwekking van elektriciteit met behulp van windenergie of de plaatsing van installaties voor de winning, opslag of transport van aardgas),
- er zijn geen reële andere mogelijkheden, en
- de negatieve effecten worden waar mogelijk beperkt en de overblijvende effecten worden gecompenseerd.

De begrenzing kan alleen worden gewijzigd voor zover op basis van een ecologische onderbouwing is vastgesteld dat:

1. de wijziging leidt tot een verbetering van de samenhang van de NNN of tot een betere inpassing van de NNN in de planologische omgeving, en
2. ten minste de kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen van de NNN in het desbetreffende gebied worden behouden; of
3. ten behoeve van een kleinschalige ontwikkeling voor zover:
 - a. de aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden en van de samenhang van de NNN als gevolg van de ontwikkeling beperkt is;
 - b. de voorgenomen wijziging leidt tot een kwalitatieve of kwantitatieve versterking van de NNN in het desbetreffende gebied;
 - c. de voorgenomen wijziging ertoe niet leidt dat de oppervlakte van de NNN afneemt;

- d. de voorgenomen wijziging zorgvuldig is onderbouwd, waarbij blijkend uit de bij het bestemmingsplan behorende toelichting in ieder geval alternatieven zijn afgewogen, en
- e. maatregelen worden genomen die een goede landschappelijke en natuurlijke inpassing borgen.

In principe wordt de eventuele compensatieopgave buiten de NNN gerealiseerd. De compensatie hoeft niet in de nabijheid van de ingreep plaats te vinden en hoeft ook niet in hetzelfde natuurtype te worden uitgevoerd. Het gaat erom dat de positieve ecologische effecten van realisatie van de compensatie op de NNN (in natuurkwaliteit, oppervlakte of ruimtelijke samenhang) gelijkwaardig zijn aan de negatieve effecten van de ingreep in de NNN. Realisatie van de compensatie in de NNN is mogelijk, bijvoorbeeld als dat kan leiden tot een versnelling van de realisatie van de NNN. Voorwaarde daarbij is dat er door middel van een herbegrenzing tegelijkertijd voor wordt gezorgd dat de omvang van de NNN niet afneemt.

I.4 Rode lijsten

Rode lijsten zijn geen wettelijke instrumenten, maar zijn sturend voor beleid. Zij dienen om prioriteiten in middelen en maatregelen te kunnen bepalen. Bij het beoordelen van maatregelen en ingrepen kunnen de Rode lijsten echter wel een belangrijke rol spelen. Er zijn nu landelijke Rode lijsten vastgesteld voor paddestoelen, korstmossen, mossen, vaatplanten, platwormen, land- en zoetwaterweekdieren, bijen, dagvlinders, haften, kokerjuffers, libellen, sprinkhanen en krekels, steenvliegen, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels (LNV 2004). Een aantal provincies heeft aanvullende provinciale Rode lijsten opgesteld.

Van soorten op de Rode lijst moet worden aangenomen dat negatieve effecten van ingrepen de gunstige staat van instandhouding relatief gemakkelijk in gevaar brengen. Waar het beschermde soorten betreft zal er dus extra aandacht aan mitigatie en compensatie moeten worden besteed. Bij niet-beschermde soorten of soortgroepen kunnen op grond van de zorgplicht extra maatregelen worden gevegd. Bij een aantal soortgroepen gaat het echter om tientallen of honderden moeilijk vast te stellen soorten, waardoor de waarde voor praktische toepassingen vaak beperkt is.

I.5 Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet

Toetsingskader KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft tot doel het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand in alle wateren in Europa in 2015. De invoering van de KRW brengt voor waterbeheerders verschillende verplichtingen met zich mee zoals het bepalen van doelstellingen, het uitvoeren van herstelmaatregelen en het meten van de resultaten. De KRW gaat uit van een resultaatsverplichting.

Waterwet en Bkmw

De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:

- Wet op de waterhuishouding.
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren.
- Wet verontreiniging zeewater.
- Grondwaterwet.
- Wet droogmakerijen en indijkingen.
- Wet op de waterkering.
- Wet beheer rijkswaterstaatswerken (de 'natte' delen daarvan).
- Waterstaatswet 1900 (het 'natte' gedeelte ervan).

Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming de regeling voor waterbodems ondergebracht bij de Waterwet. De Waterwet is per 22 december 2009 in werking getreden.

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn Prioritaire Stoffen zijn geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw) 2009. De doelen voor de goede chemische en ecologische toestand van oppervlaktewaterlichamen worden wettelijk vastgelegd in de vorm van milieukwaliteitseisen. De chemische doelen zijn direct verwoord in het Besluit, de ecologische doelen zijn opgenomen via een verwijzing naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA 2007-32) en omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen (STOWA 2007-32b).

Het Besluit en de Wet milieubeheer (Wm) geven daarnaast een nadere uitwerking van de KRW-doelstelling van geen achteruitgang. Het Besluit brengt uitdrukkelijk geen directe koppeling tot stand tussen individuele besluiten (bijvoorbeeld vergunningen) en de vastgelegde milieukwaliteitseisen. De milieukwaliteitseisen worden alleen gekoppeld aan de bevoegdheid tot het vaststellen van plannen in het kader van de Waterwet. Dit betekent dat doorwerking van de eisen uit het Bkmw naar individuele besluiten indirect gebeurt via de water(beheer)plannen. In de water(beheer)plannen worden de doelstellingen specifiek uitgewerkt naar waterlichamen en wordt aangegeven hoe hierop voor nieuwe activiteiten wordt getoetst. Voor de rijkswateren vindt deze uitwerking plaats in het 'Toetsingskader waterkwaliteit'. Dit vormt een bijlage bij het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (BPRW)

Omdat het toetsingskader voorlopig alleen is opgesteld voor de Rijkswateren, worden alleen deze wateren hier besproken. Een toetsingskader voor regionale wateren is in voorbereiding.

Het Toetsingskader waterkwaliteit

Ter bescherming en verbetering van de waterkwaliteit voert Rijkswaterstaat de komende planperiode verschillende soorten maatregelen uit (zie BPRW). Zo wordt het huidige beschermingsniveau van de waterkwaliteit gehandhaafd, zoals de KRW

vereist. Voor nieuwe activiteiten of ingrepen in een waterlichaam moet een toetsing worden uitgevoerd. De centrale vraag daarbij is of de KRW-doelstellingen voor het waterlichaam waarop de activiteit mogelijk effecten heeft, nog wel behaald kunnen worden als de activiteit daadwerkelijk plaatsvindt.

De begrenzing van oppervlaktewaterlichamen in de Waterwet is doorgaans ruimer dan die in het kader van de KRW. De KRW-waterlichamen zijn in de meeste gevallen beperkt tot het natte areaal, terwijl Rijkswaterstaat in het kader van de Waterwet ook het waterstaatkundig beheer voert over drogere gebieden in de uiterwaarden en de buitendijkse gebieden rond de grote meren. Initiatieven in gebieden die op grond van de Waterwet zijn aangewezen als de drogere oevergebieden, zullen alleen in aanmerking komen voor een toets vanuit KRW-perspectief als daar concreet externe effecten op een KRW-waterlichaam te verwachten zijn.

De begrenzing van de KRW-waterlichamen is te vinden op de gedetailleerde kaarten in de achterliggende brondocumenten voor de waterlichamen. De begrenzing van de oppervlaktewaterlichamen in de zin van de Waterwet voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat is te vinden in de Waterregeling.

Bevoegd gezag

Rijkswaterstaat (regionale diensten) is bevoegd gezag voor nieuwe vergunningen op grond van de Ontgrondingenwet (OW) en Waterwet (WW). Bepaalde initiatieven zijn dusdanig groot van omvang dat daarvoor een milieueffectrapport (MER) nodig is als onderdeel van de besluitvorming. Ook daar geldt de rol als bevoegd gezag. De rol van bevoegd gezag geldt ook voor het geval van algemene regels (zoals Activiteitenbesluit) waarbij het toepassen van maatwerkvoorschriften mogelijk is. Het Toetsingskader KRW bestaat analoog aan de richtlijn zelf, uit een onderdeel Chemie en een onderdeel Biologie met elk hun eigen beslisschema.

Chemie

Dit onderdeel van het toetsingskader geldt voor alle individuele besluiten waar lozingen of emissies van stoffen of warmte aan de orde zijn. Hiervoor zijn de volgende doelstellingen relevant:

- Chemische toestand: de normen voor prioritaire (gevaarlijke) stoffen.
- Ecologische toestand: BPRW 2010-2015: Toetsingskader KRW (zie hierna)
 - Algemene fysisch-chemische parameters (nutriënten, temperatuur etc)
 - Overige relevante stoffen.

De toetsing geschiedt voor al deze parameters op een vergelijkbare wijze. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat voor de algemene fysisch-chemische parameters vijf toestandsklassen gelden (conform het STOWA-rapport waarin de ecologische doelen zijn vastgelegd) en voor de andere parameters niet. Voor de chemische toestand kent de KRW maar twee toestandsklassen. De overige relevante stoffen fungeren als indicatoren voor de ecologische toestand. Voor deze stoffen gelden de facto ook maar twee toestandsklassen: goed (voldoet wel aan de norm) en niet goed (voldoet niet aan de norm).

De toetsing gebeurt op basis van enerzijds inzicht in de belasting (aandeel verschillende bronnen en toename als gevolg van extra lozing) en de huidige toestand (hoeveel ruimte is er tot een volgende onderliggende klassegrens). Als de toestand slecht is of vlak bij een lagere klassegrens ligt, lijkt een restrictieve benadering noodzakelijk (>1% toename is significant). Is de toestand goed of ligt deze ver af van een lagere klassegrens, dan is een ruimere grens voor significantie te hanteren. Als een dergelijke toets leidt tot de conclusie dat er sprake is van een reëel risico op achteruitgang dan kan een lozing of activiteit niet zonder aanvullende randvoorwaarden plaatsvinden. Deze aanvullende maatregelen kunnen liggen in extra zuiveringsstappen, aanpassing van lozingslocatie bij lozingen of aanpassing van allocatie, ontwerp of inrichting van ruimtelijke ingrepen. Dit kan leiden tot een inperking of weigering ten opzichte van wat is aangevraagd.

Toetsingskader chemie

De werkwijze is samengevat in het beslisschema (fig. 1).

Als er sprake is van een achteruitgang van de chemische toestand of een indicatie voor achteruitgang van de ecologische toestand, kan de aanvraag niet zomaar gehonoreerd worden. In dat geval komt de vergunningverlener in het beslisschema op een omslagpunt van 'ja, mits' naar 'nee, tenzij' als leidend criterium voor de vraag of het aangevraagde vergund mag worden. In dat geval is een nadere afweging aan de orde waarbij het weigeren van de vergunning uiterste mogelijkheid is. Het stellen van aanvullende voorwaarden zodat wel voorkomen wordt dat er sprake is van achteruitgang is eveneens een optie. Het weigeren van een vergunning heeft grote rechtsgevolgen en een zorgvuldige afweging en motivering op maat. Ditzelfde geldt voor het stellen van aanvullende voorwaarden boven BBT. Hiervoor moeten geavanceerde modellen worden gebruikt, Hierbij kunnen de volgende elementen betrokken worden:

- Een achteruitgang van de zeer goede naar de goede ecologische toestand is toegestaan tengevolge van nieuwe duurzame ontwikkeling (artikel 4.7 KRW).
- De te vergunnen emissie wordt voldoende gereduceerd door aanvullende maatregelen binnen de aangevraagde activiteit in kwestie (BBT-plus).
- De te vergunnen emissie wordt binnen de planperiode met zekerheid gecompenseerd door maatregelen elders binnen of bovenstrooms van het waterlichaam.
- Het lozingspunt is te verplaatsen naar een andere locatie of een andere waterlichaam waar dit geen achteruitgang van de toestand oplevert.

Gelet op het hoge abstractieniveau van deze toetsing (waterlichaamniveau) in vergelijking met de emissie-immissietoets (niveau van de mengzone) is de verwachting dat in veruit de meeste gevallen waarin een lozing aanvaardbaar is op grond van de emissie-immissietoets geen sprake zal zijn van een (indicatie voor) achteruitgang van de toestand. In die gevallen waarin dit wel zo is, dient bijzondere aandacht te worden besteed aan motivering en interne toetsing van de vergunning of het besluit.

Biologie

Het Beslisschema voor Biologie bestaat uit twee delen: een toetsingskader algemeen (Deel 1) en een toetsingskader watertype afhankelijk (Deel 2). Afhankelijk van de antwoorden moeten 1 of 2 stroomschema's worden doorlopen (zie fig. 2 en 3):

Deel 1: toetsingskader algemeen

Hierin staan enkele algemene vragen die voor alle waterlichamen van belang zijn en niet of nauwelijks watertype afhankelijk zijn. Hierbij wordt gekeken naar:

1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande KRW-maatregelen.

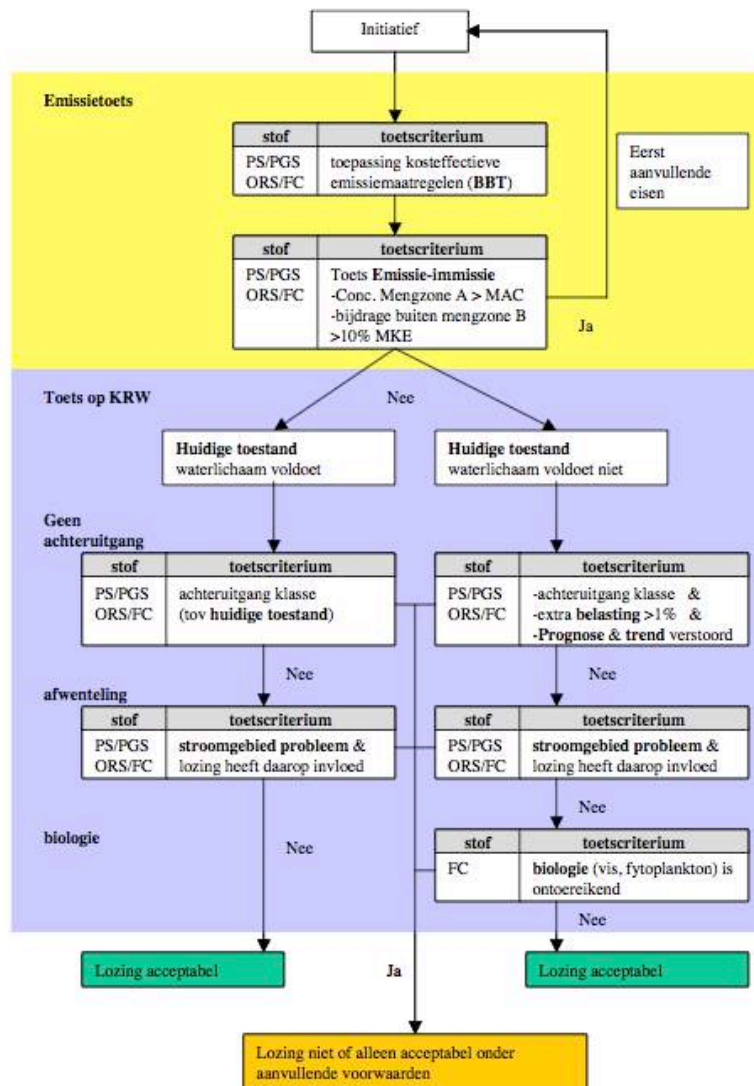
Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.

Indien dit stroomschema nog geen uitsluitel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

Deel 2: toetsingskader watertype afhankelijk

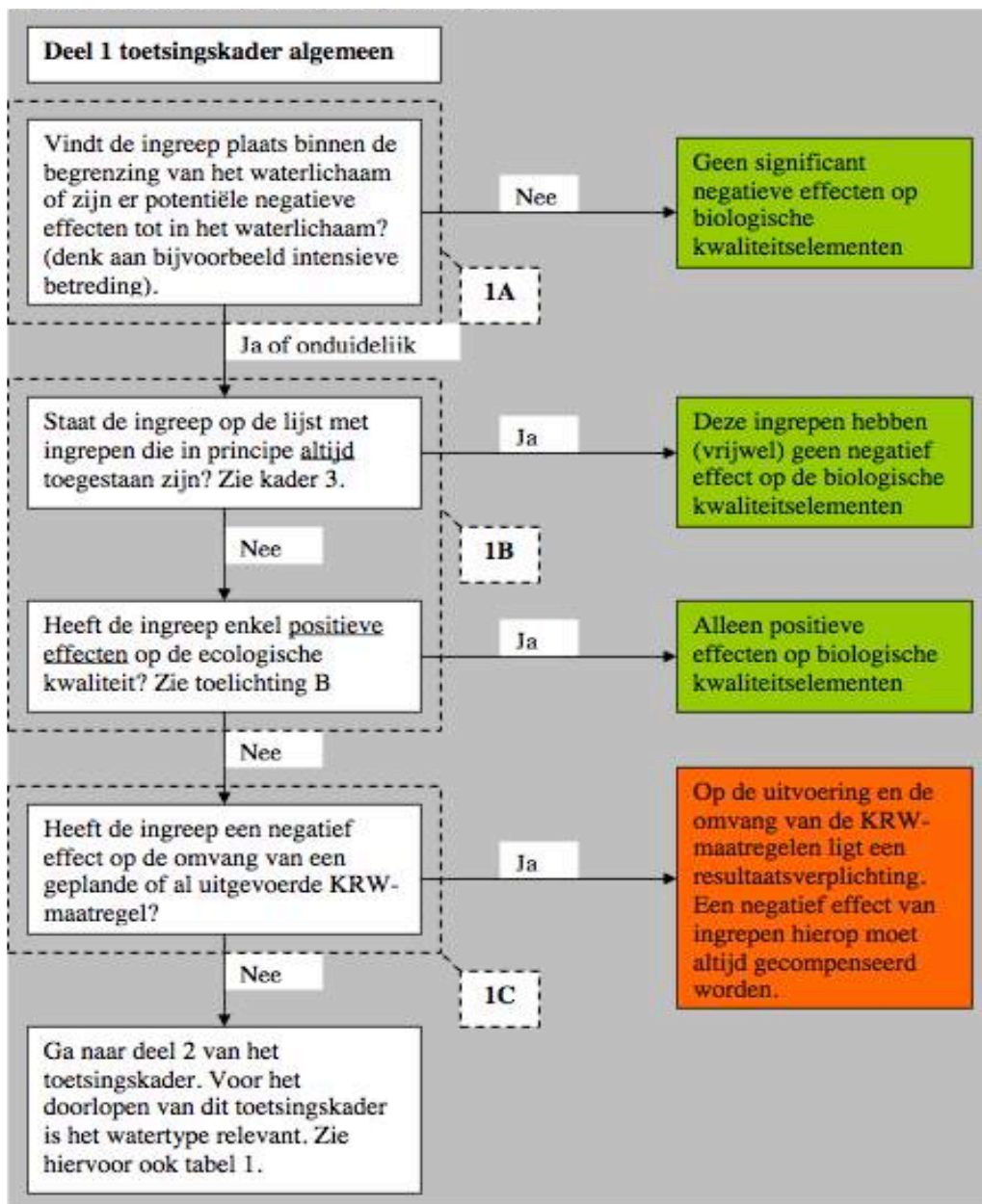
Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingskader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingskader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe ingreep zijn te verwachten op de biologische kwaliteit. Dit stroomschema is opgesteld van grof naar fijn waarin achtereenvolgens wordt getoetst of:

- I.) de biologische kwaliteit wordt beïnvloed door de ingreep en of deze invloed voldoende groot is om als significant te worden aangemerkt. De biologische kwaliteit wordt gemeten met maatlatten per biologische kwaliteitselement die per watertype verschillen (zie brondocumenten). De onderdelen van deze maatlatten spelen onder andere in op de grootte van het ecologisch relevant areaal, de kwaliteit hiervan en voor sommige watertypen de (vis)optrekbaarheid.
- II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;
- III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

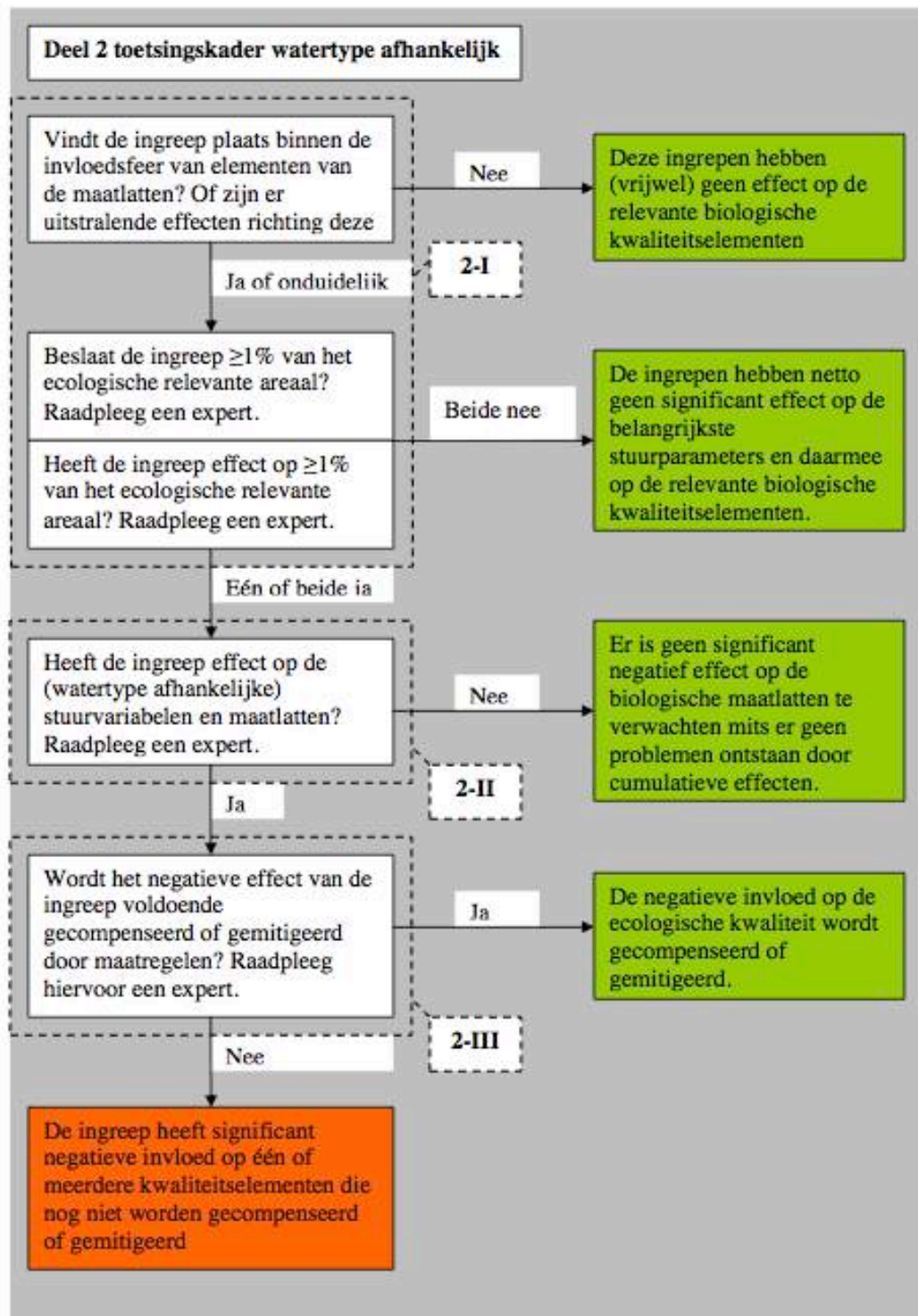


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar mag zijn. Deze grens ligt op 4 * breedte met een maximum van 1000 m.

Figuur 1 Beslisschema chemie



Figuur 2 Beslisschema ecologie: algemeen gedeelte



Figuur 3 Beslisschema ecologie: watertype specifiek

Eindresultaat van de stroomschema's

In de stroomschema's is met groen aangegeven wanneer de effecten niet aanwezig of niet significant zijn of dat ze voldoende worden gemitigeerd/gecompenseerd. In dat geval kan de vergunning voor de ingreep worden verleend. Met oranje is aangegeven wanneer de negatieve effecten als significant worden ingeschat. Om toch tot vergunningverlening over te kunnen gaan zullen dan aanvullende voorwaarden worden overwogen. Is het mitigeren of compenseren van de negatieve effecten van de ingreep hiermee ook niet mogelijk dan zal vergunning niet of slechts onder aanvullende voorwaarden mogelijk zijn. Dit toetsingskader is een richtlijn. Bij het doorlopen moet men blijven nadenken en het kader dus niet te stringent doorlopen. Wanneer de uitkomst van het schema 'groen' is dan moet daar altijd de gedachte 'ja, mits' bij geplaatst worden. Bij een 'oranje' uitkomst is het antwoord 'nee, tenzij'.

I.7 Literatuur

Ministerie van LNV, 2009. Besluit van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 28 augustus 2009, nr. 25344, houdende vaststelling van geactualiseerde Rode lijsten flora en fauna.

www.wetten.nl.

omgevingsvergunning.vrom.nl/

www.vrom.nl/pagina.html?id=3410 (nota ruimte)

Steunpunt Natura 2000 (2010). Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee

Deze bijlage bevat kaarten met indicatieve vliegbanen van trekvogels op de Nederlandse Noordzee overgenomen uit Lensink & van der Winden (1997), Lensink (2013) in Leopold *et al.* (2013) en Jaspers Faijer & van Dam (2013) zoals ook samengevat in Fijn & Poot (2014).

Literatuur

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.

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.

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

Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl. 2013. “Windenergie binnen 12 mijl” in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

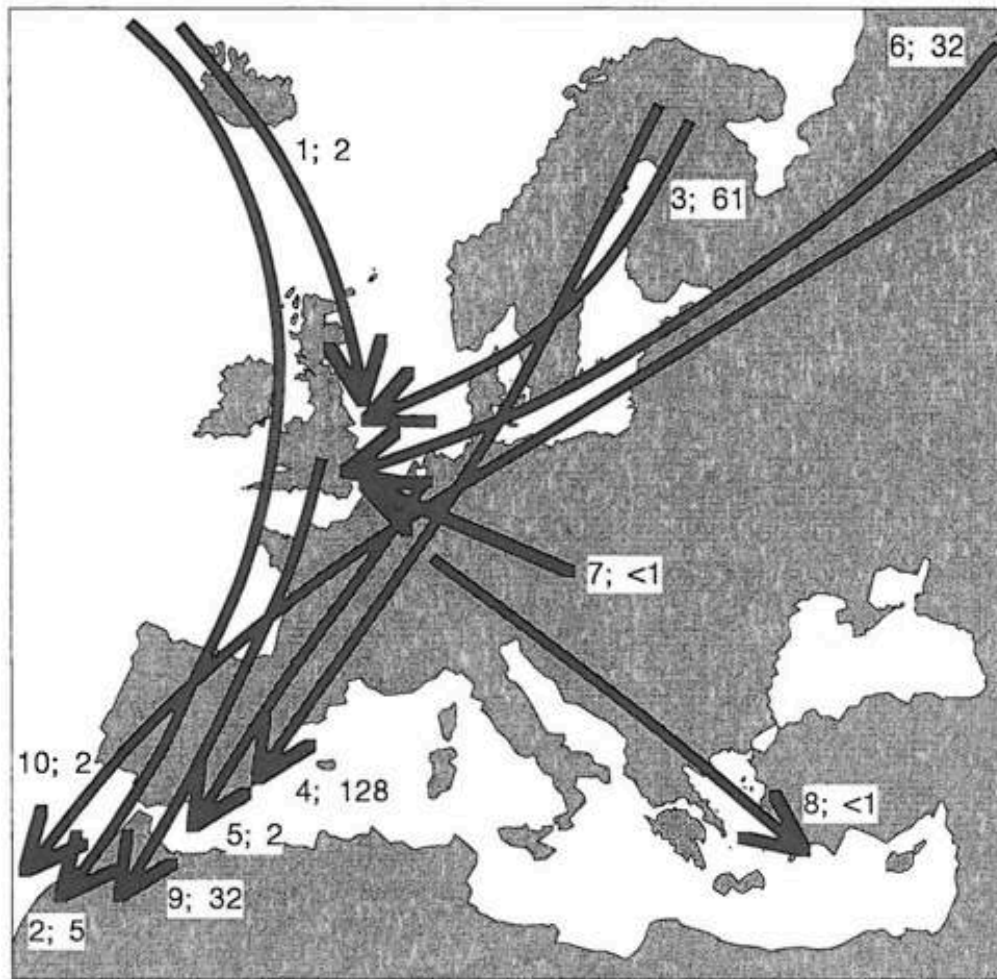


Figure II.1 De belangrijkste trekroutes van vogels die de Noordzee oversteken (naar Lensink & van der Winden 1997). Naast elke individuele pijl staan indicatieve aantallen trekvogels in miljoenen.

Figure II.I: Northern Gannet

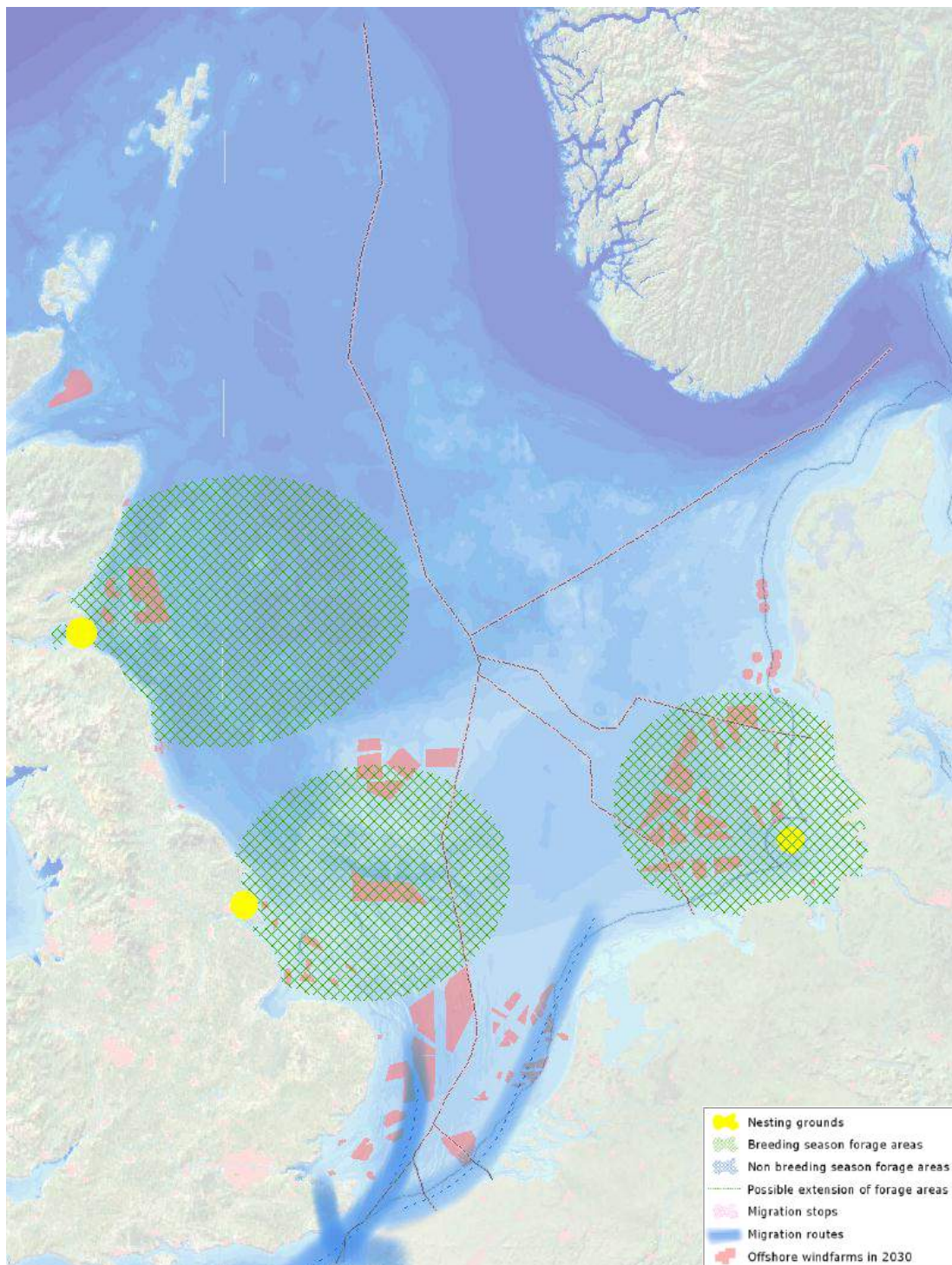


Figure II.II: Lesser Black-backed Gull (Texel colony)

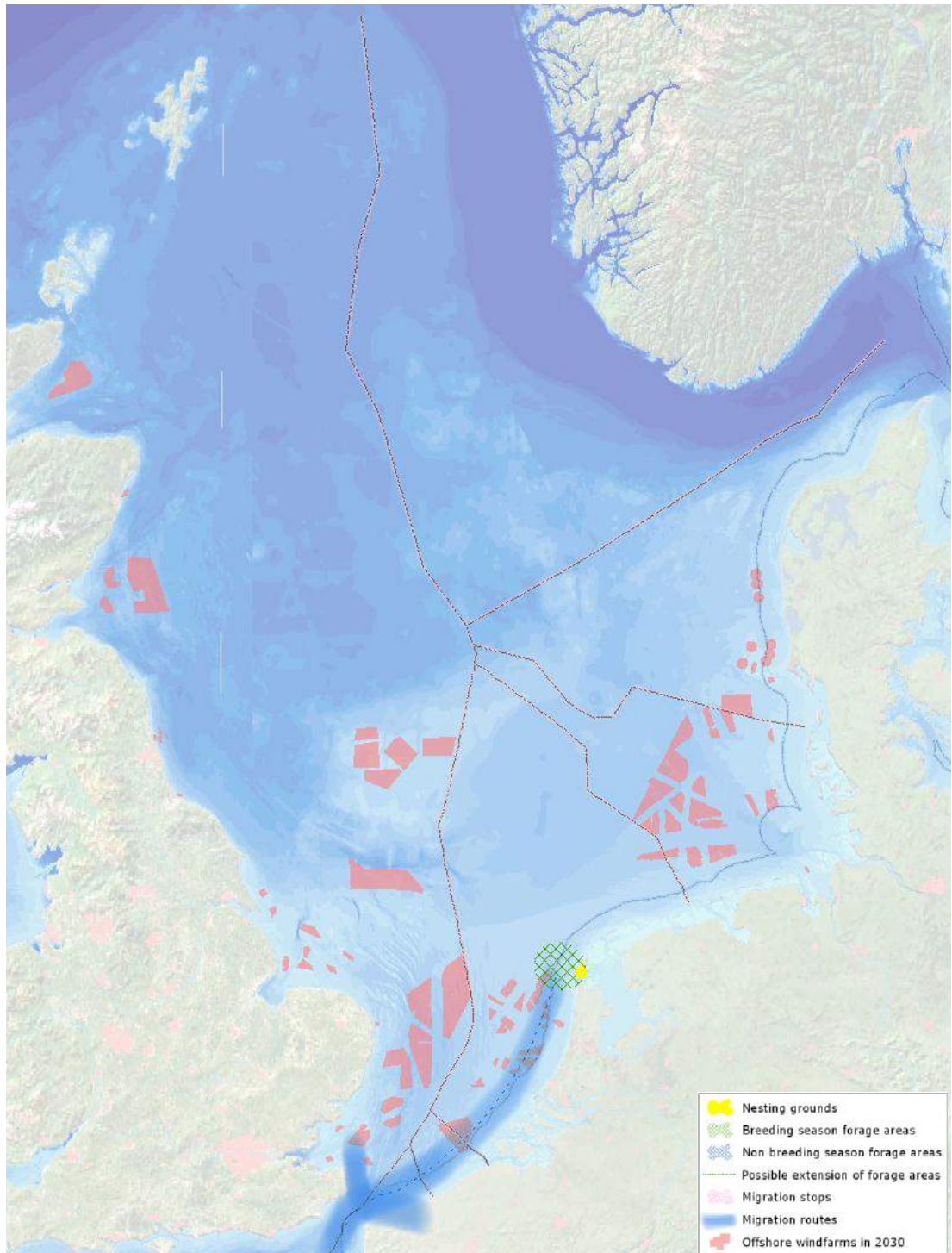


Figure II.III: Sandwich Tern (main Dutch breeding colonies)

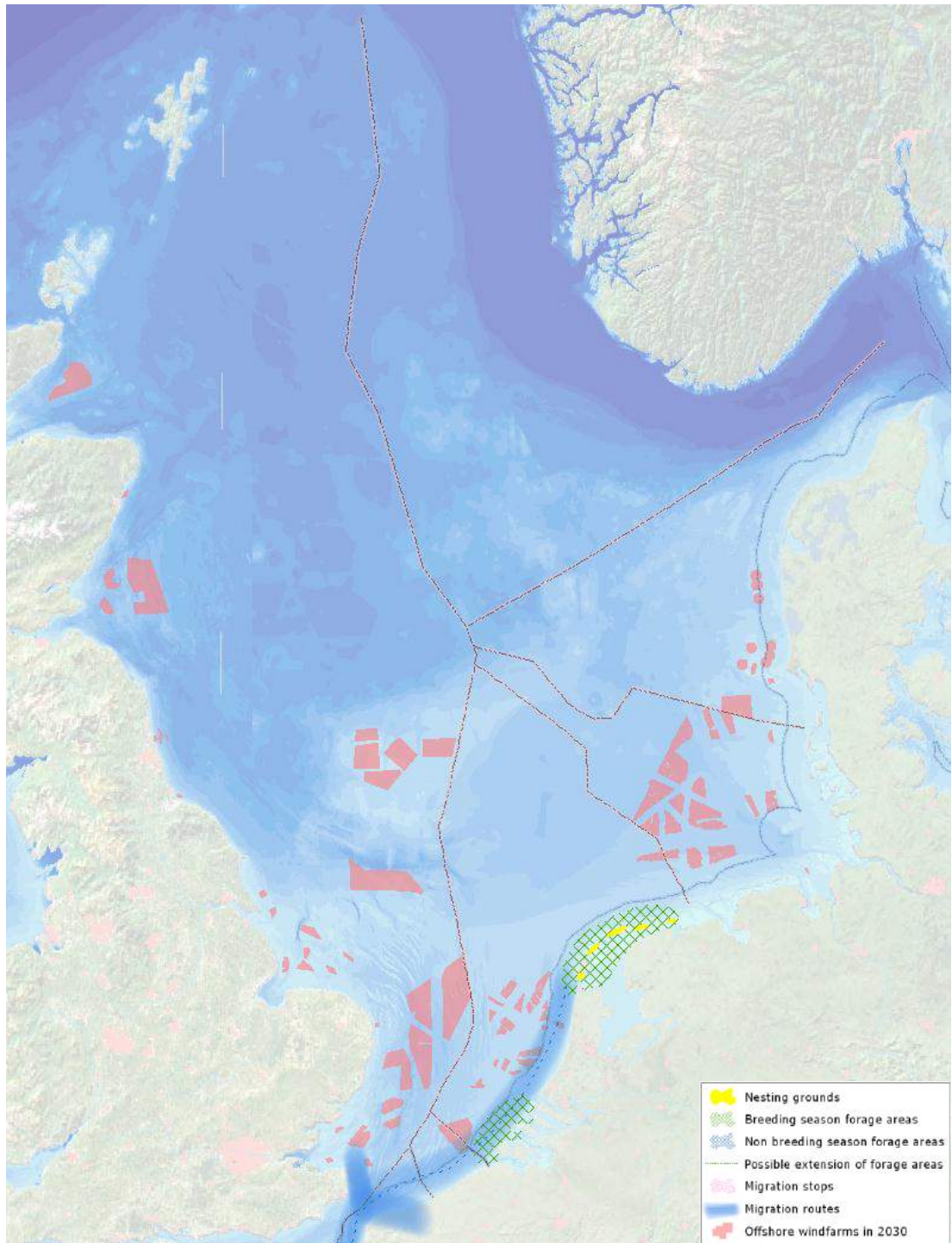


Figure II.IV: Razorbill & Common Guillemot

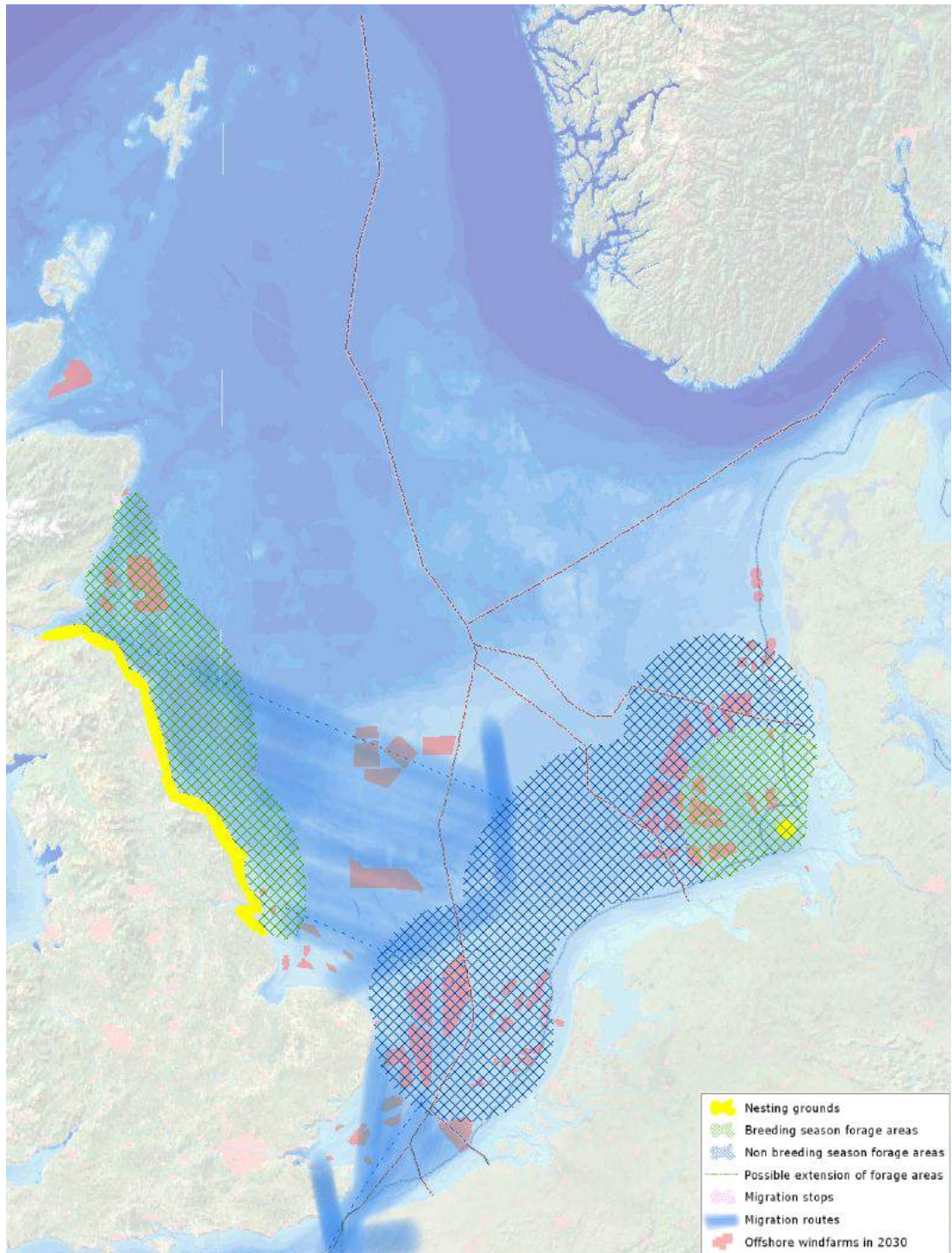


Figure II.V: Great Skua

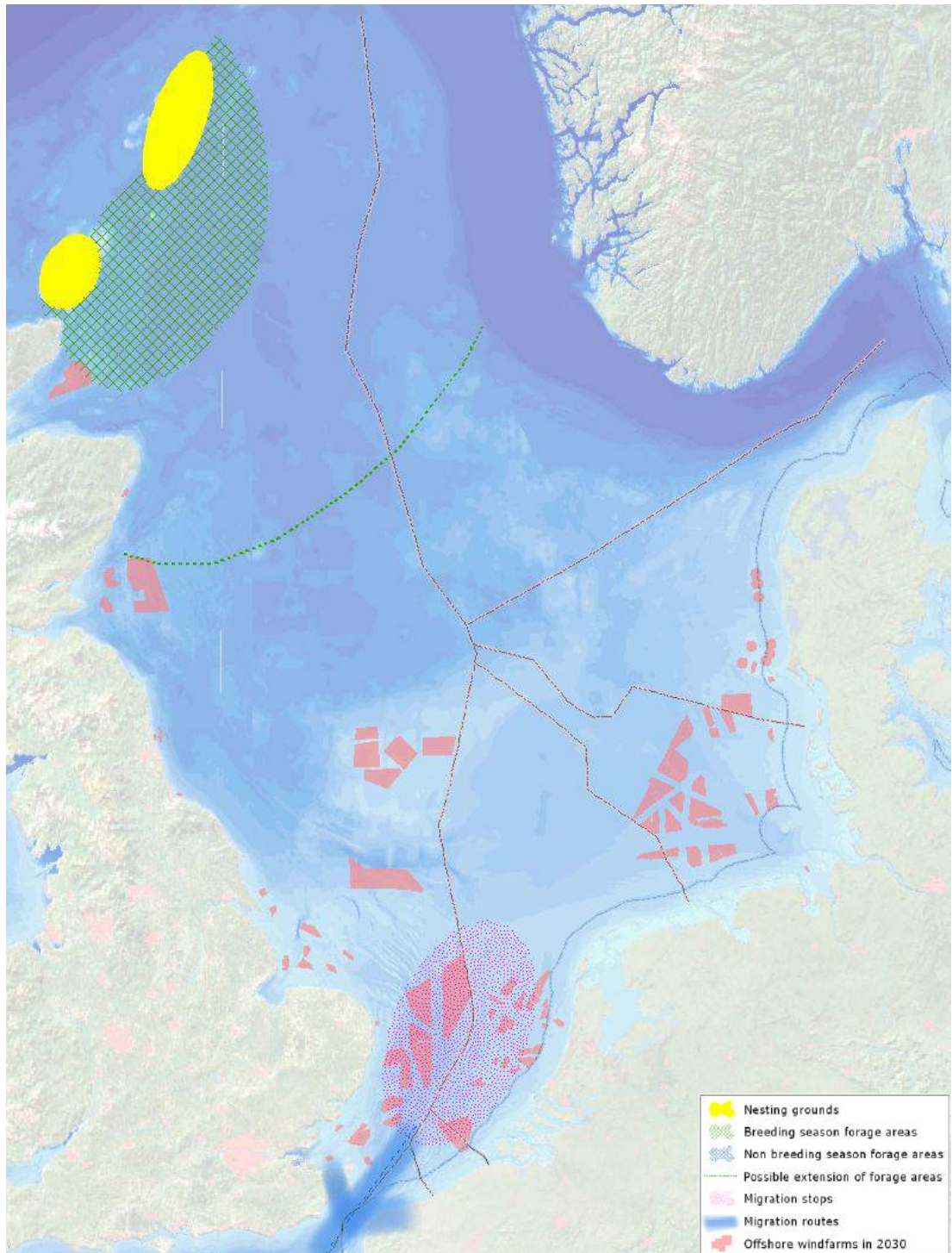


Figure II.VI: Black-legged Kittiwake

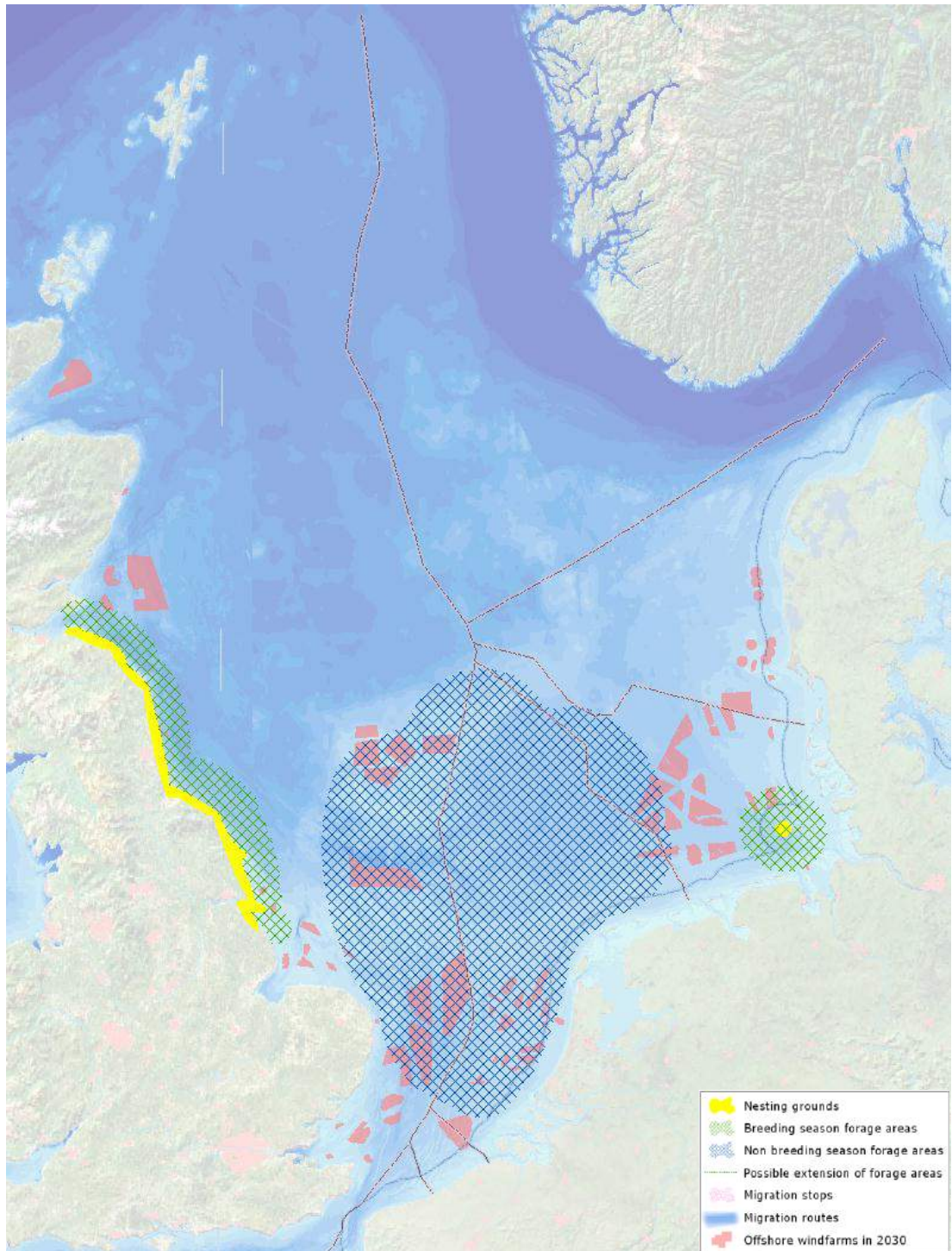


Figure II.VII: Common Scoter

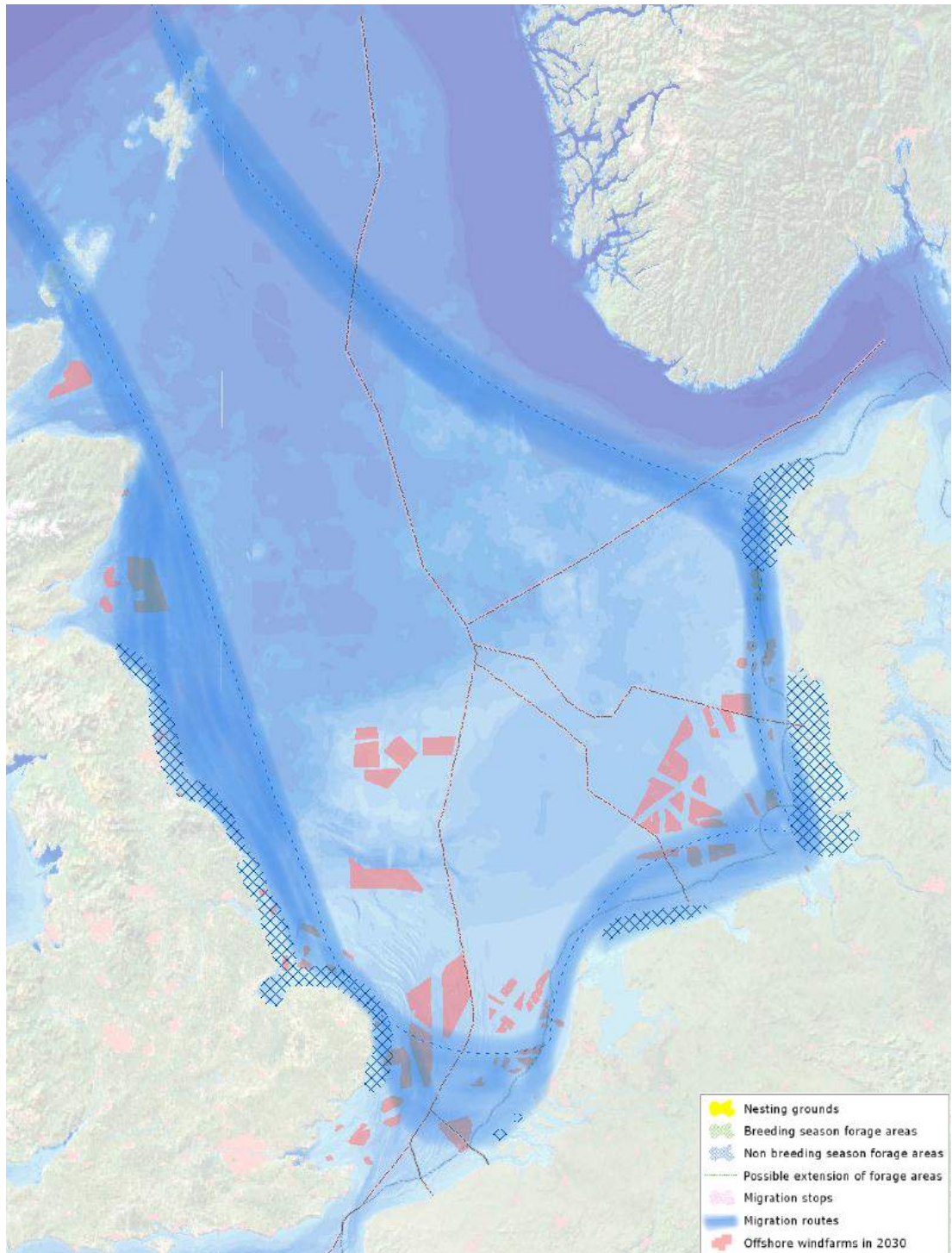


Figure II.VIII: Red-throated Diver

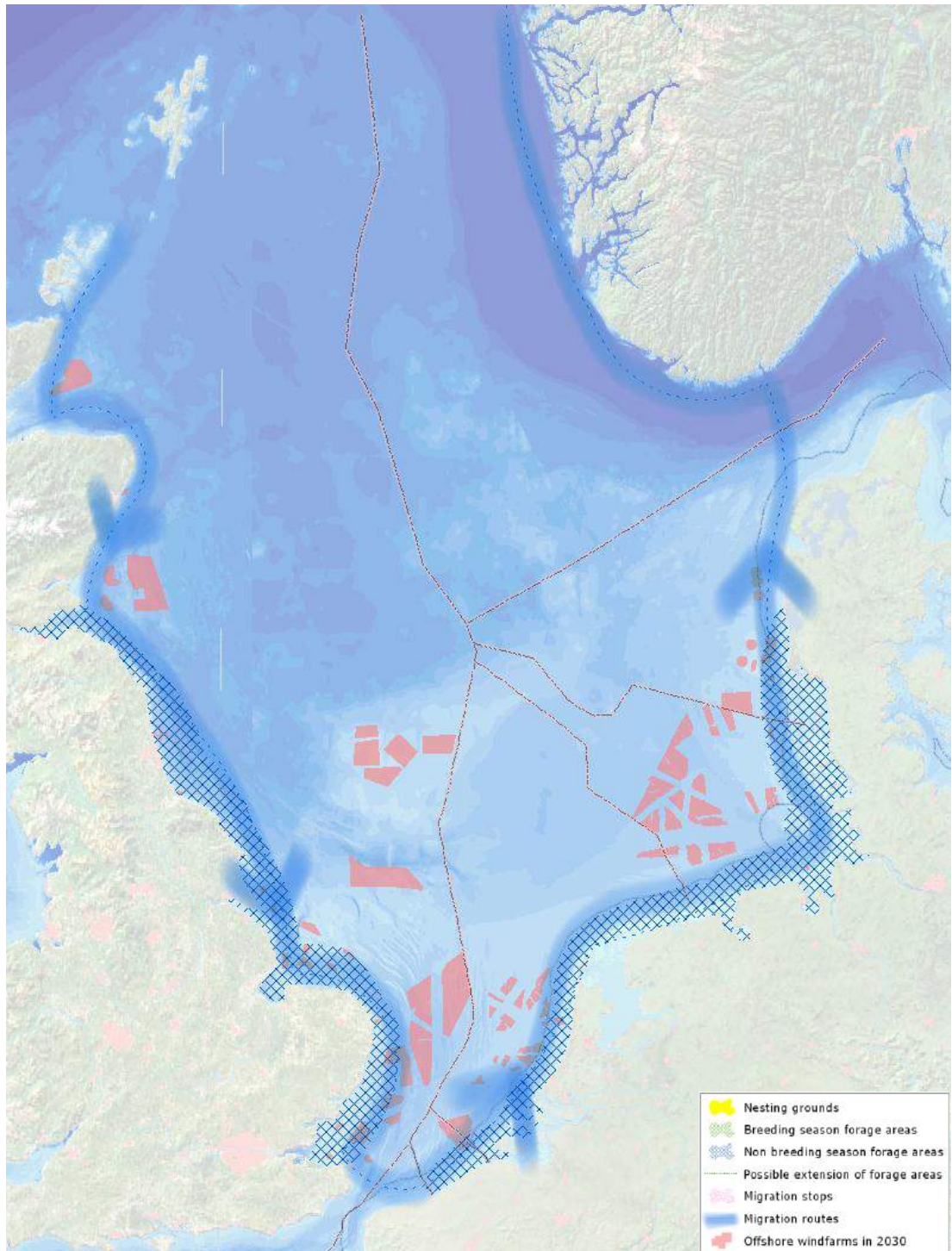


Figure II.IX: Bewick's Swan

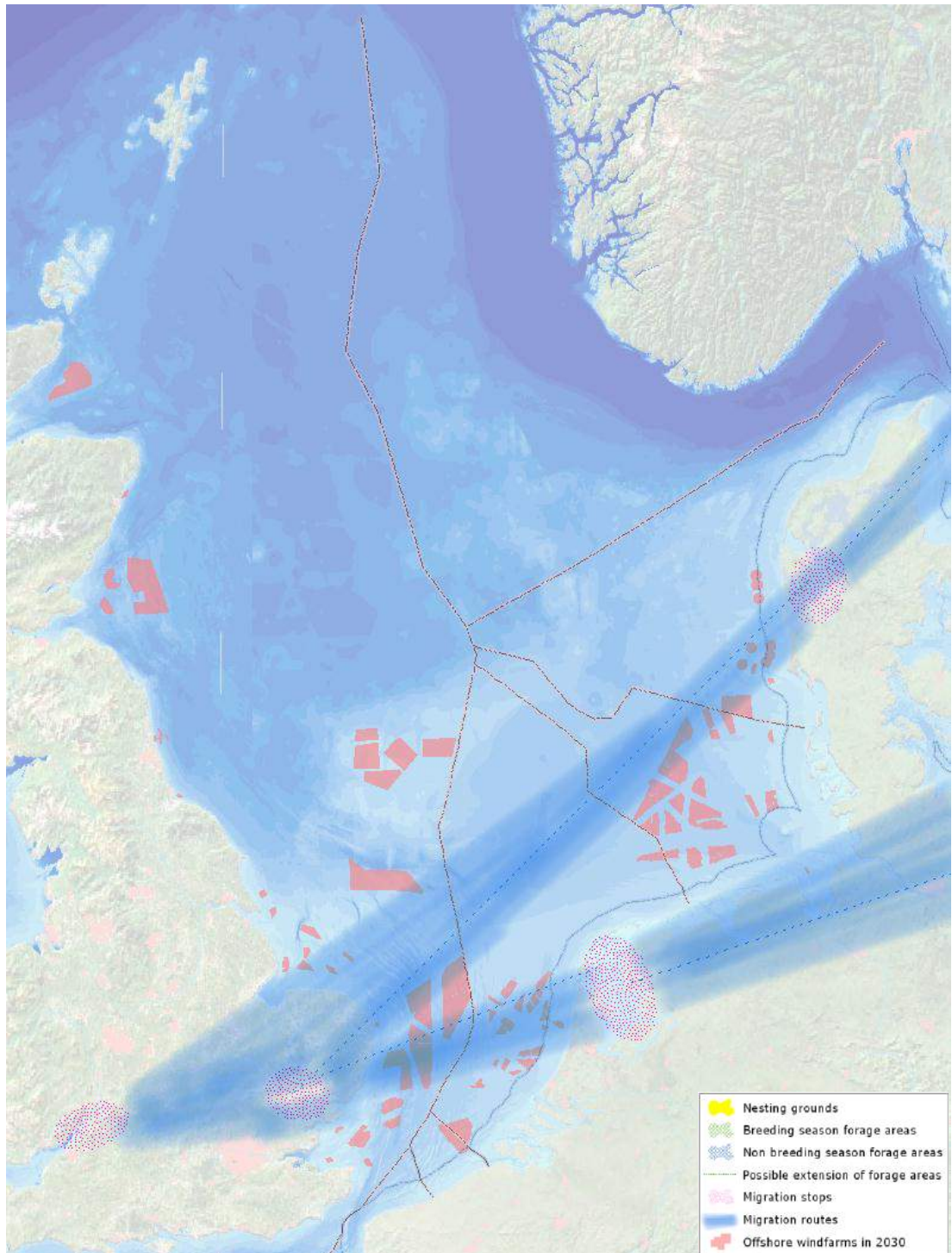
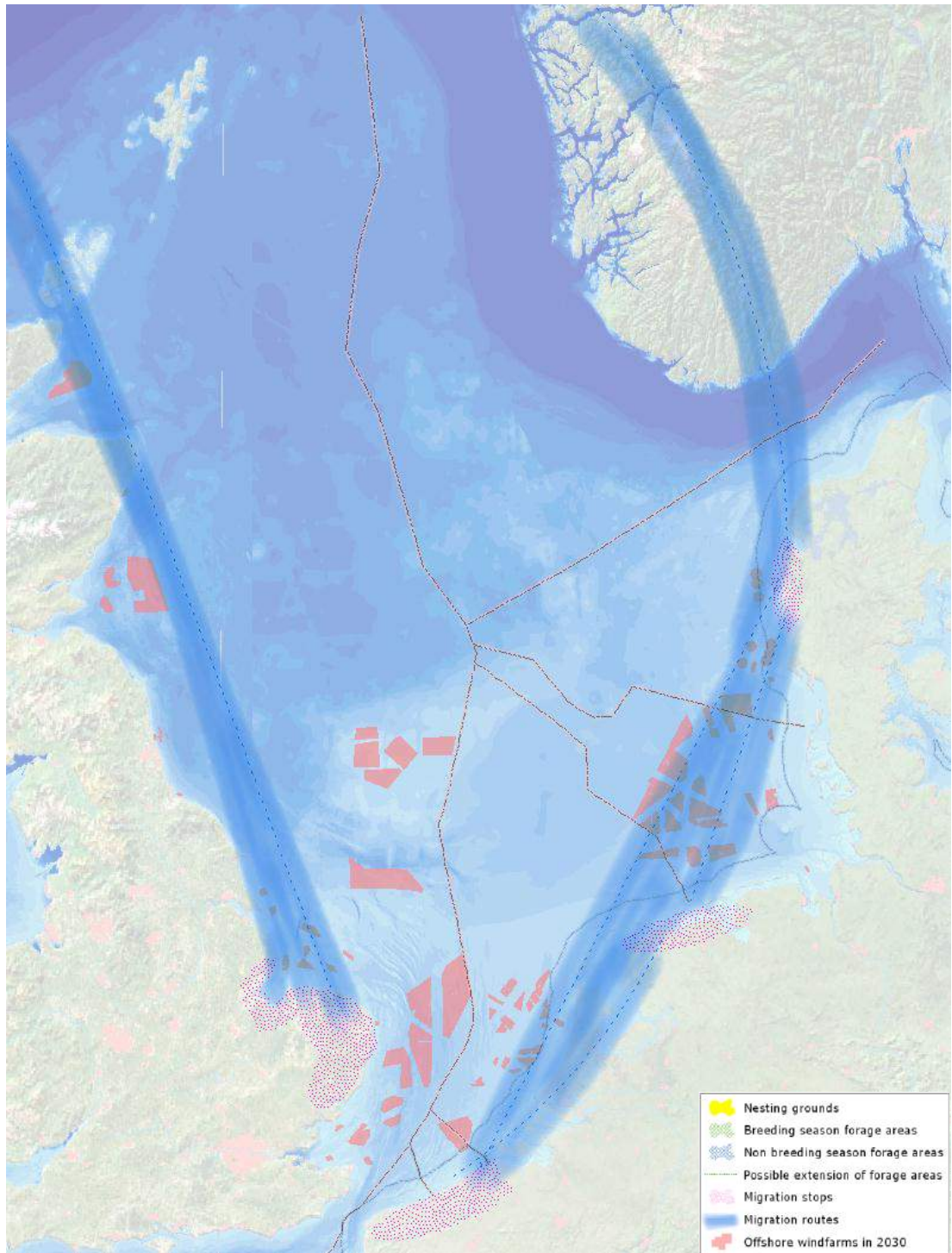
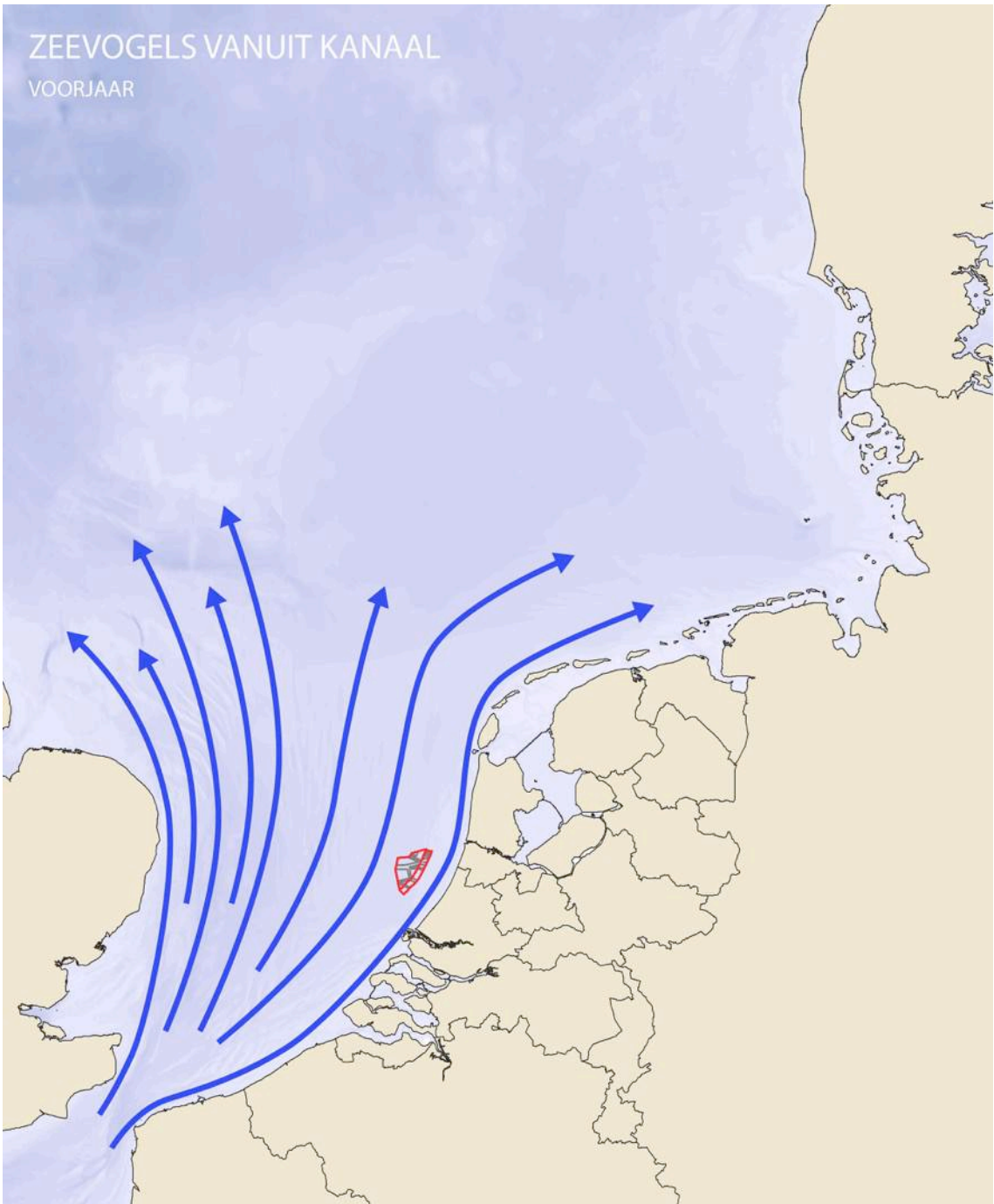


Figure II.X: Pink-footed Goose

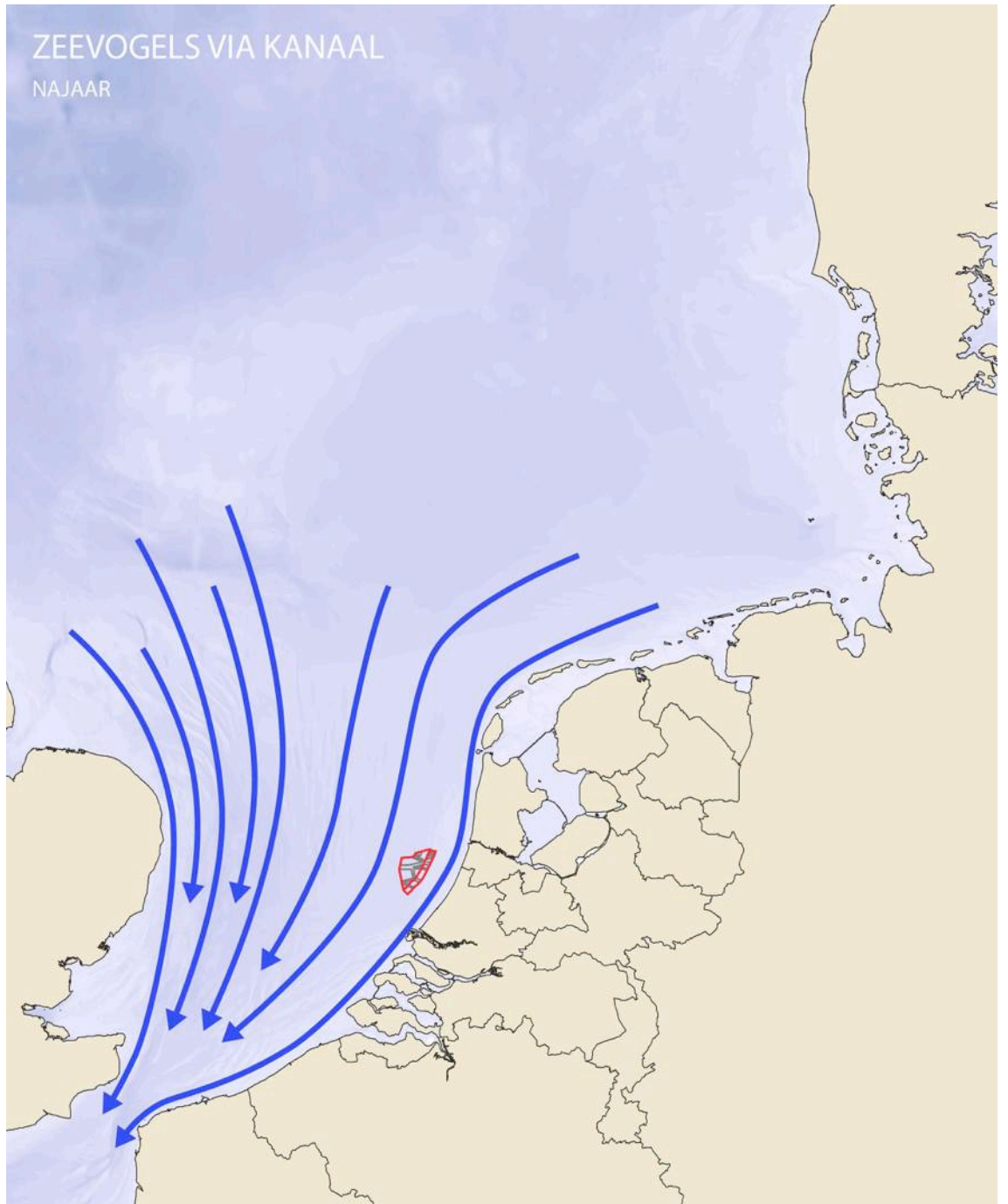


ZEEVOGELS VANUIT KANAAL

VOORJAAR

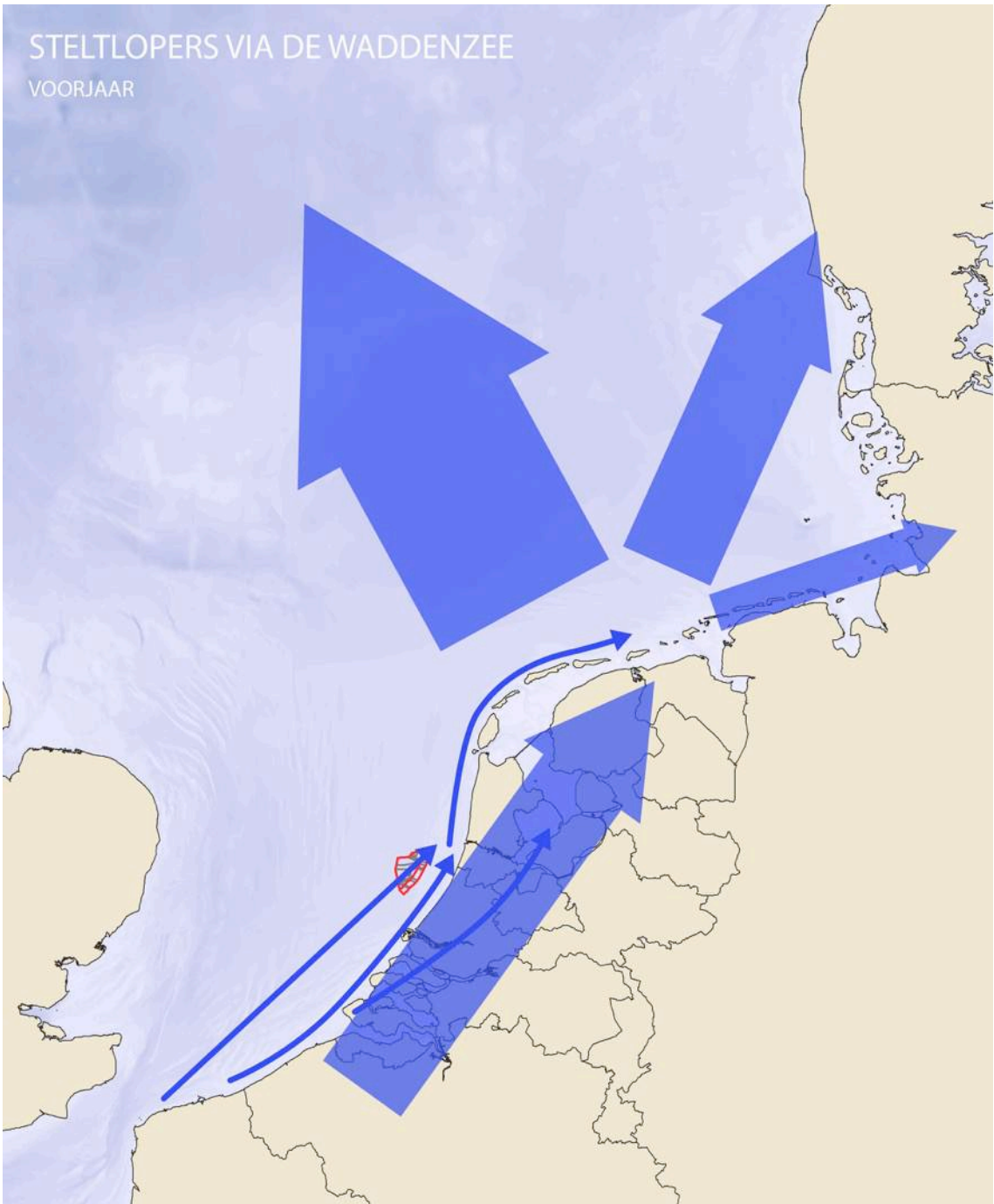


ZEEVOGELS VIA KANAAL
NAJAAR

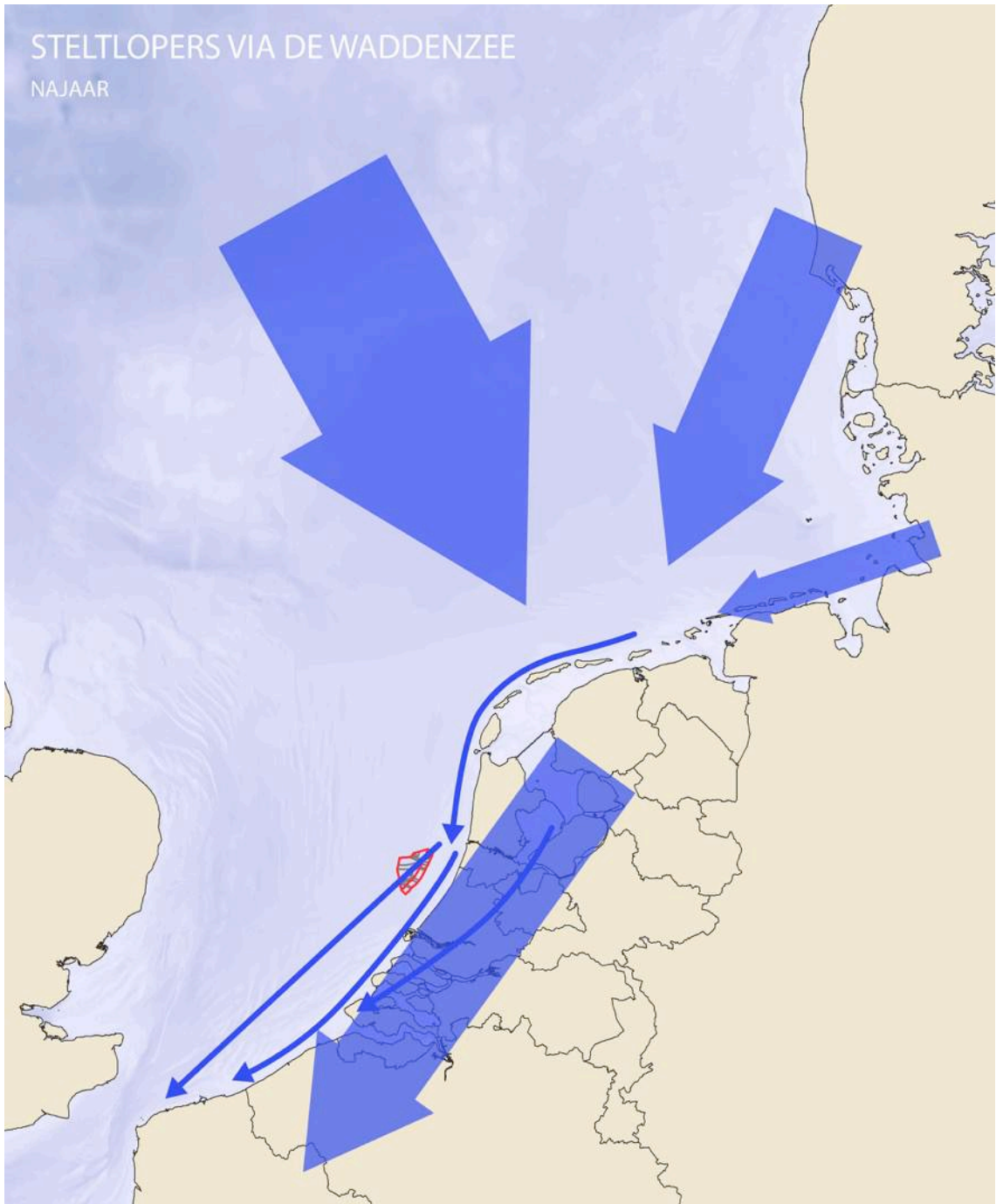


STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE

VOORJAAR

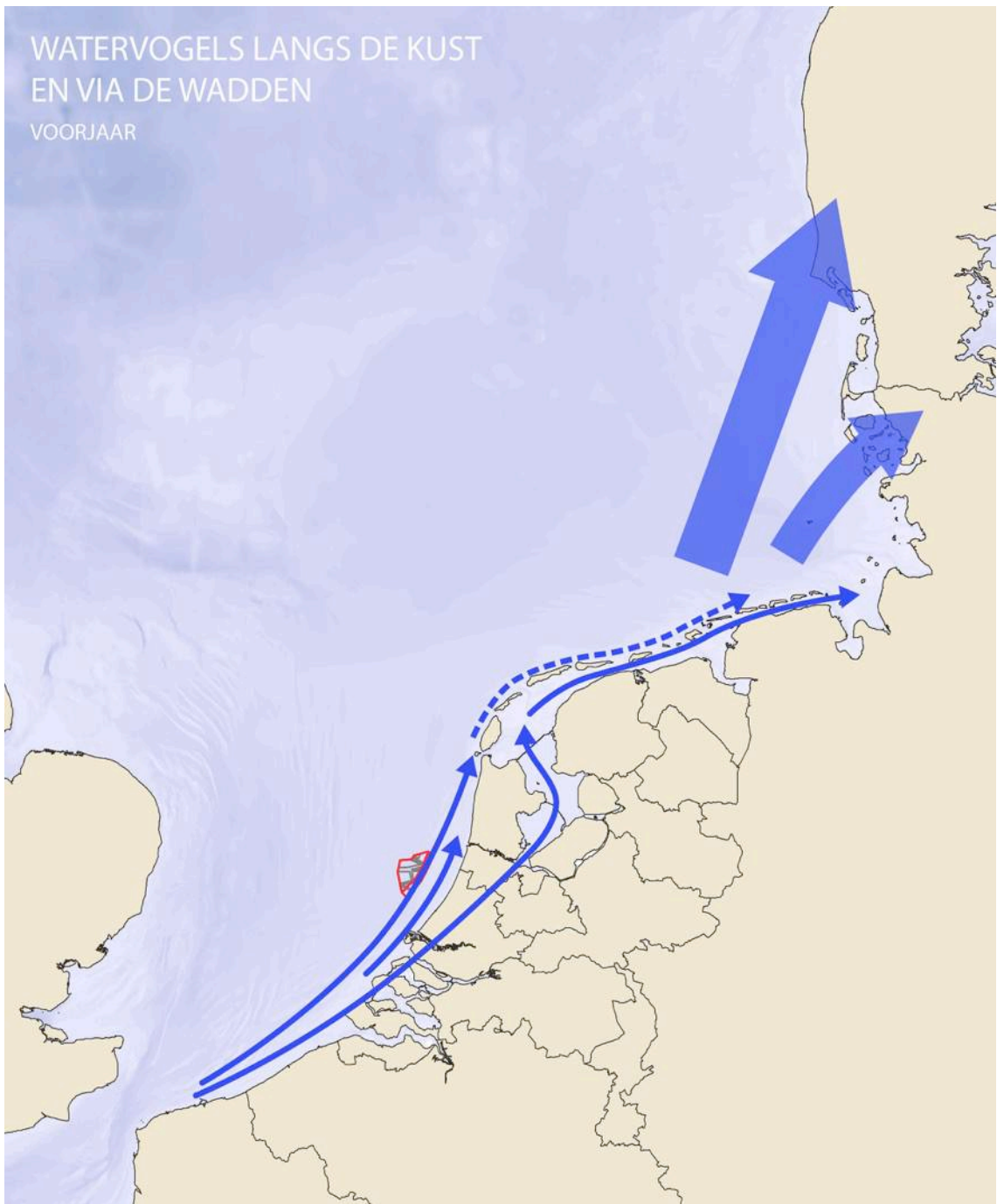


STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE
NAJAAR



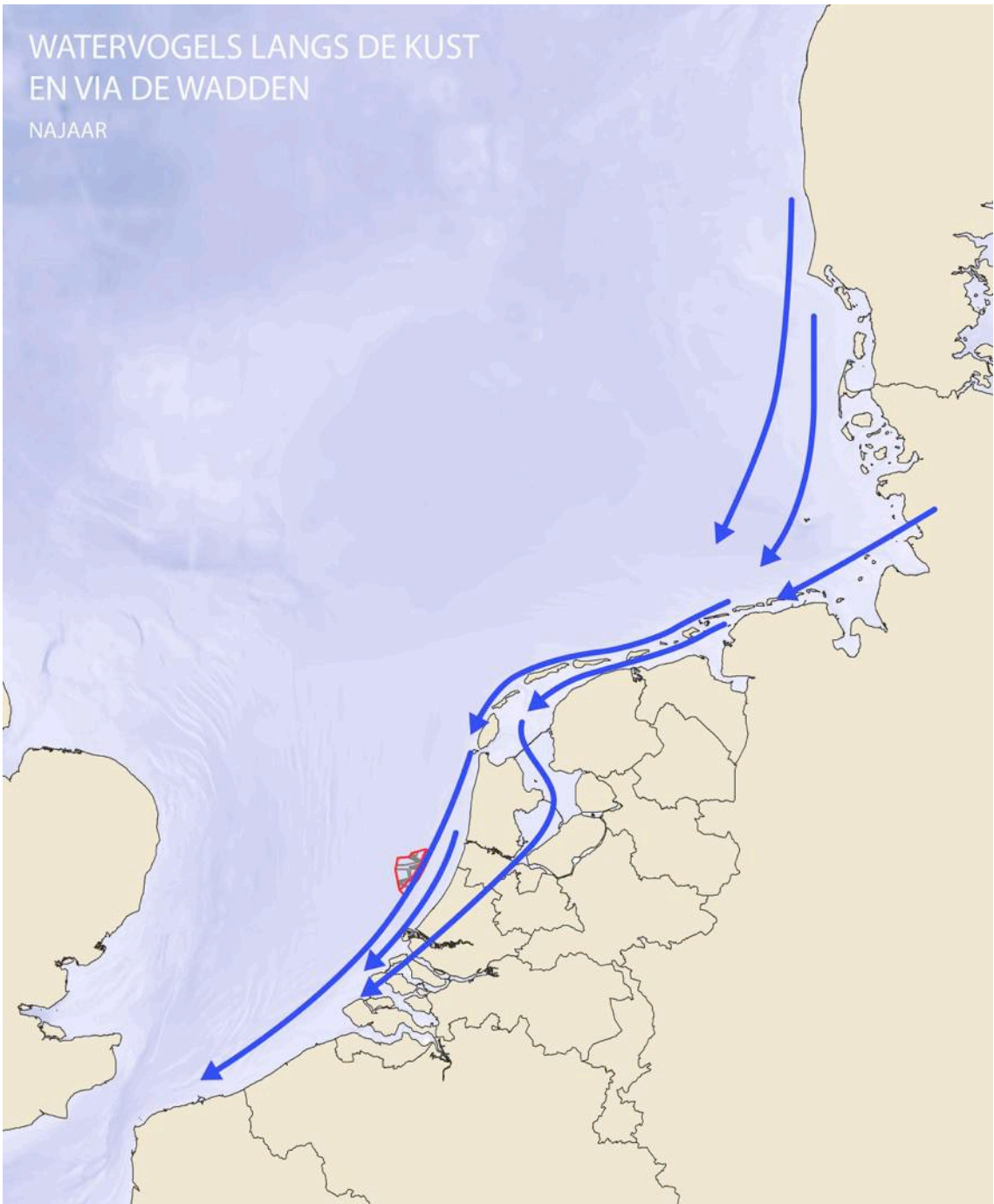
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

VOORJAAR



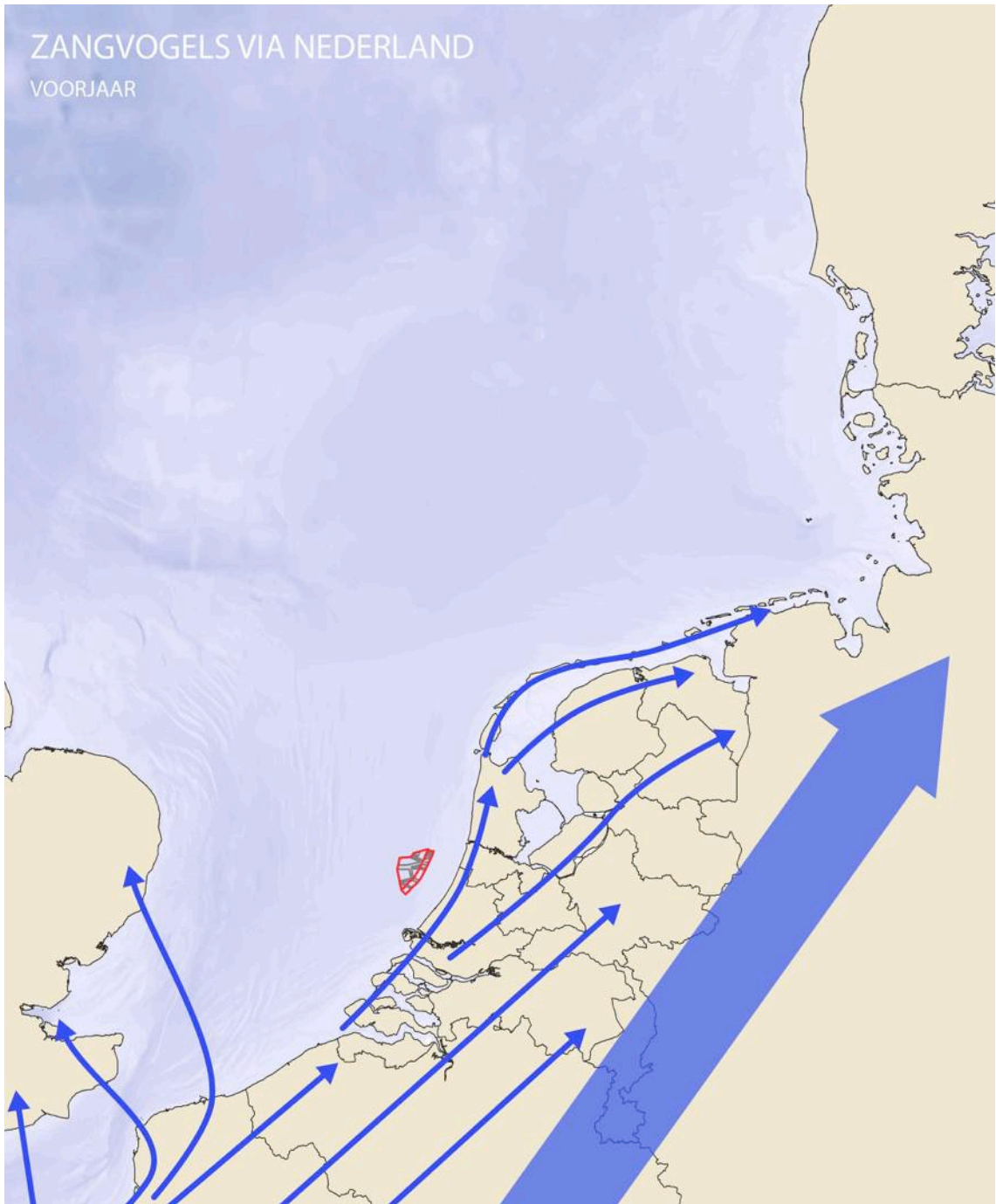
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

NAJAAR

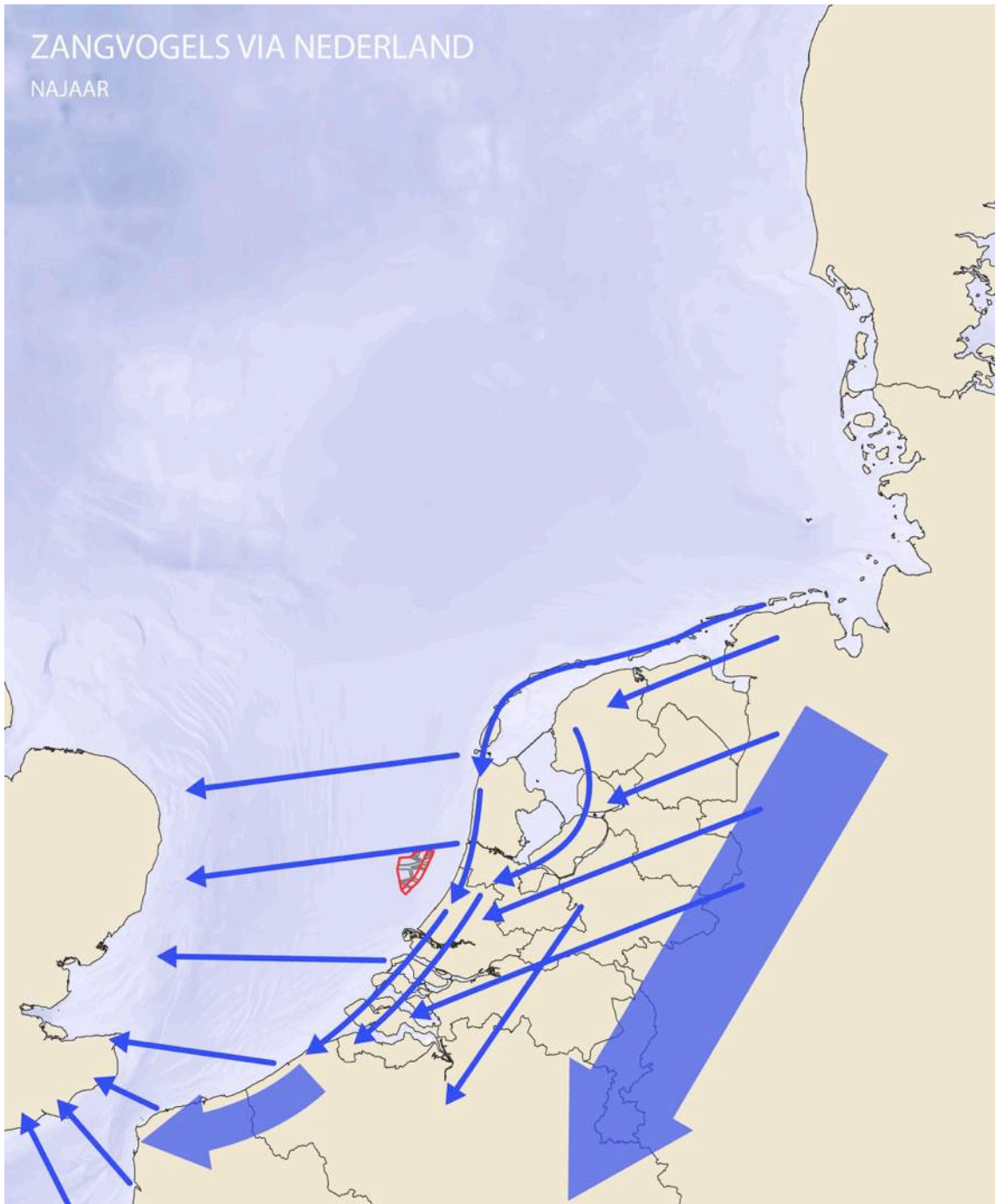


ZANGVOGELS VIA NEDERLAND

VOORJAAR

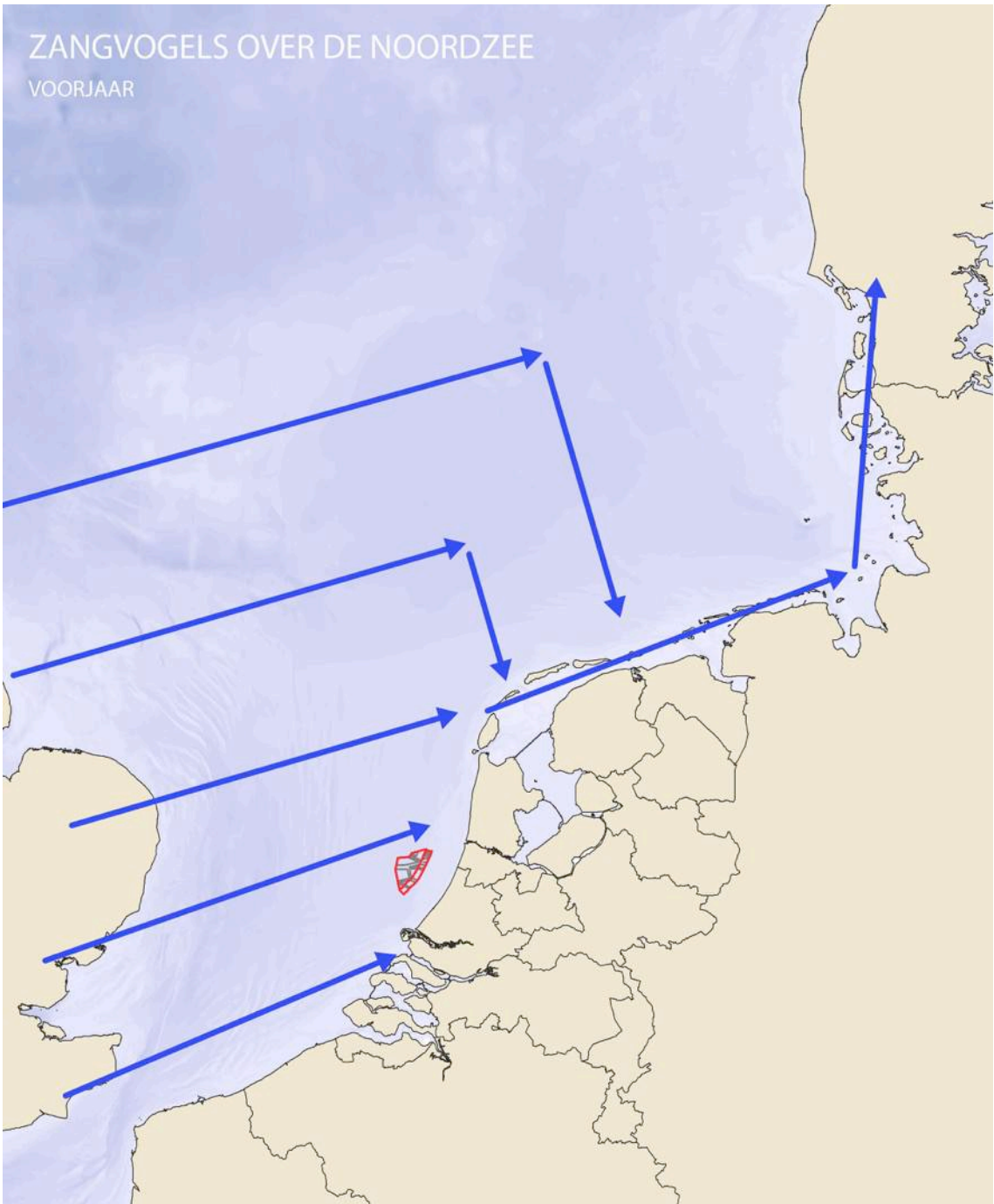


ZANGVOGELS VIA NEDERLAND
NAJAAR

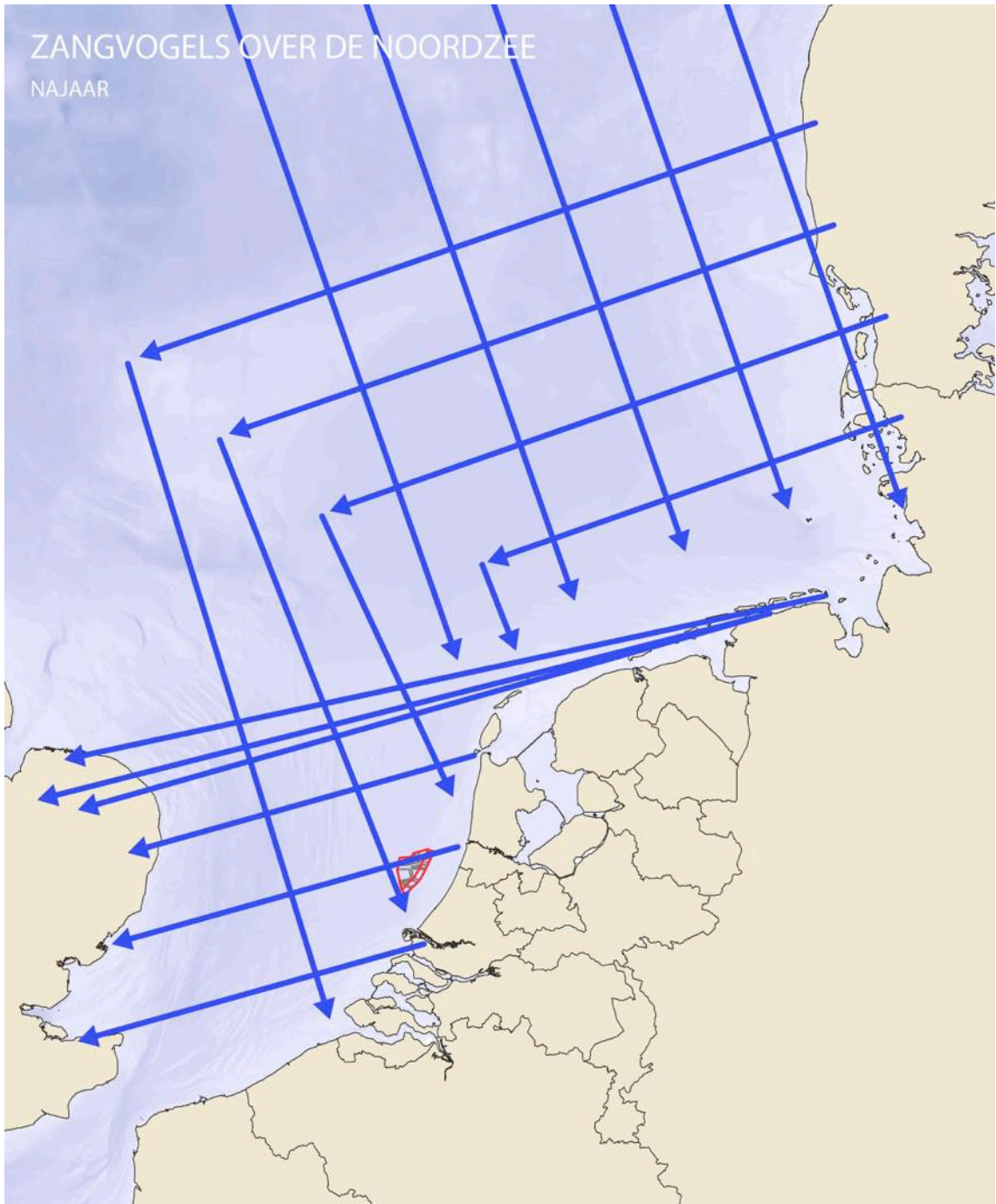


ZANGVOGELS OVER DE NOORDZEE

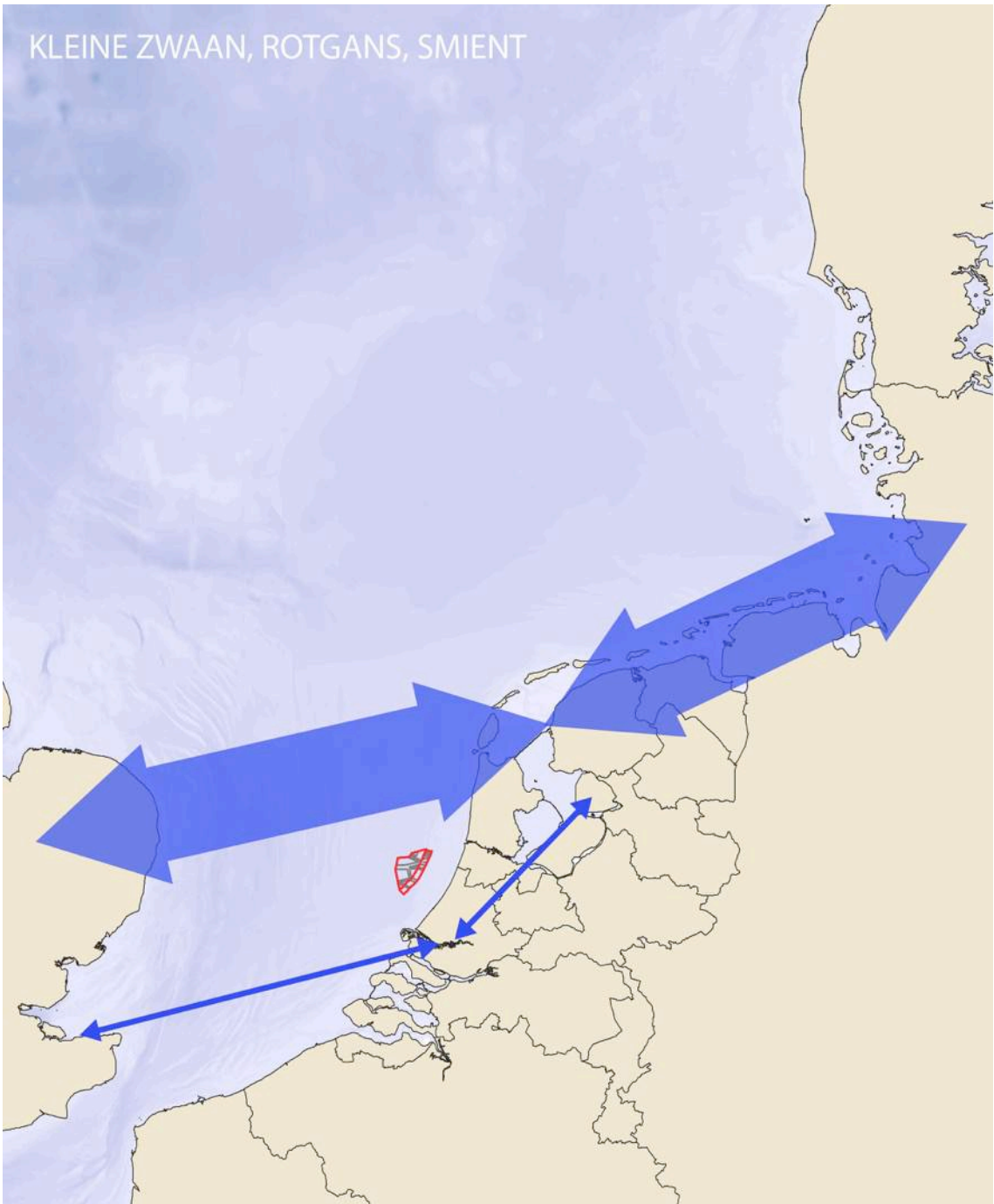
VOORJAAR



ZANGVOGELS OVER DE NOORDZEE
NAJAAR



KLEINE ZWAAN, ROTGANS, SMIENT



Bijlage III: Windturbines en vleermuizen

Inleiding

Vleermuizen kunnen door windturbines verstoord en/of gedood worden. Daarmee zouden artikelen 3.5.1 (doden), 3.5.2 (verstoren) en 3.5.4 (beschadigen of vernielen van voortplantingsplaatsen of rustplaatsen) van de Wet natuurbescherming kunnen worden overtreden.

Recentelijk is veel gepubliceerd over vleermuizen en windturbines (zie literatuurlijst). In Nederland is recentelijk onderzoek gedaan naar de activiteit van vleermuizen en het optreden van aanvaringslachtoffers in vijf Nederlandse windparken (Limpens *et al.* 2013). Op grond hiervan en van vooral Duits en Amerikaans onderzoek (Arnett *et al.*, 2007, Brinkmann *et al.*, 2009, Brinkmann *et al.*, 2011, Rodrigues *et al.*, 2008) kan het volgende beeld worden geschetst.

Vleermuizen kunnen gedood worden door een aanvaring met een rotorblad of door de drukveranderingen in de wervelingen rond het rotorblad (Grotsky *et al.*, 2011). Tussen windparken bestaan grote verschillen en op sommige locaties worden aanzienlijke aantallen dode vleermuizen gevonden.

Het aanvaringsrisico is relatief groot voor vleermuizen doordat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben. Hoe en waarom die aantrekking ontstaat is niet zeker (Arnett *et al.*, 2007, Cryan & Barclay, 2009). De meest gangbare verklaring is dat insecten zich gedurende bepaalde omstandigheden in grote groepen rond turbines verzamelen en vleermuizen aantrekken (Rydell *et al.* 2010b).

Aanvaringsrisico

Uit studies in het buitenland (zie voor een overzicht bijv. Rodrigues *et al.*, 2008) blijkt dat op sommige locaties aanzienlijke aantallen dode vleermuizen worden gevonden. In Duitsland zijn bijna 2.000 dode vleermuizen gevonden, in heel Europa tenminste 5.000 (stand 25 september 2013, zie Dürr, 2013).

In Duitsland worden de rosse vleermuis, de ruige dwergvleermuis en de gewone dwergvleermuis het meeste waargenomen met batdetectors die vanuit gondels van windturbines vleermuisgeluiden registreren. Deze soorten worden ook het meeste dood gevonden in windparken (Brinkmann *et al.*, 2009 en 2011, Dürr, 2013). Deze soorten zijn aangepast (door middel van geluid en vliegvermogen) aan het foerageren in zeer open omgeving. Soorten van het geslacht *Myotis* worden maar zeer zelden gevonden (Dürr, 2013). Deze soorten zijn beter aangepast aan een dichte omgeving en komen op grote hoogte nauwelijks voor.

Ook de zeldzame soorten tweekleurige vleermuis en bosvleermuis lopen meer risico omdat ze relatief veel in (half) open landschappen foerageren.

In Nederland zijn tot dusver vooral ruige dwergvleermuis en gewone dwergvleermuis als aanvaringslachtoffer aangetroffen (Limpens *et al.*, 2013). Omdat het aantal in Nederland levende en doortrekkende rosse vleermuizen relatief klein is, zou het aandeel van slachtoffers in ons land ook relatief klein kunnen zijn. Tot op heden is deze soort nog niet als slachtoffer aangetroffen in Nederlandse windparken. Met name de ruige dwergvleermuis heeft in Nederland een hoog aanvaringsrisico. Deze soort trekt in het najaar talrijk door laag Nederland en volgt daarbij mogelijk grote wateren, dijken en oevers.

Periode

De periode waarin de meeste slachtoffers worden gevonden is van half juli tot eind september. Voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis is er daarbij een verband met het optreden van (lange afstands)trek. De slachtoffers van deze soorten die in Duitse windparken zijn aangetroffen waren afkomstig van Scandinavie, Estland en/of Rusland (Voigt *et al.* 2012). Gedurende de voorjaartrek vallen maar weinig slachtoffers. Ook de niet migrerende soort gewone dwergvleermuis wordt vooral in dezelfde periode (juli-okt) als slachtoffer gevonden. Dit lijkt verklaarbaar door het optreden van grote concentraties aan insecten rond windturbines in de nazomer en het begin van de herfst.

Tijd en weersomstandigheden

De belangrijkste externe risicofactor voor aanvaringen is de windsnelheid. Bij windsnelheden boven de 4-6 m/s neemt de activiteit van vleermuizen op gondelhoogte zeer sterk af (Niermann *et al.*, 2011; Rydell *et al.* 2010a; Limpens *et al.* 2013). Na nachten met sterke winden worden dan ook weinig tot geen slachtoffers gevonden. In droge, warme nachten met weinig wind lopen de vleermuizen het grootste risico. In de regel is het slachtofferrisico het hoogst in het begin van de nacht.

Standplaatsfactoren

In open, intensief gebruikt akker of grasland is het aantal slachtoffers laag. Dit geldt zowel voor noordwest Europa (Rydell *et al.* 2010) als voor Nederland in het bijzonder (Limpens *et al.* 2013). De activiteit op gondelhoogte (en daarmee het aantal slachtoffers) neemt toe met afnemende afstand tot bossen en bosschages (Brinkmann *et al.* 2011). Het hoogste aantal slachtoffers wordt in Europa gevonden op beboste heuvelruggen, cols in de bergen en langs de kustlijn. In Nederland zouden windturbines langs de kustlijn, op dijken langs grote meren of rivieren en in bossen een verhoogd risico op slachtoffers kunnen hebben. Ook waterrijke gebieden en moerassen zouden door hun hogere voedselbeschikbaarheid voor vleermuizen, een hoger risico op slachtoffers kunnen hebben.

Voorspellen van risico's op slachtoffers

Het Duitse onderzoek heeft aangetoond dat systematische metingen van vleermuis-activiteit op gondelhoogte een goede voorspelling kan geven van de te verwachten aantallen slachtoffers (Behr *et al.*, 2009, Behr *et al.*, 2007, Brinkmann *et al.*, 2011). Op basis van onderzoek met de batdetector op de grond kunnen minder goed voor-

spelling van het aantal slachtoffers worden gegeven. Dat betekent dat onderzoek vanaf de grond voorafgaand aan de plaatsing van de windturbine relatief weinig houvast geeft voor het *a priori* bepalen van het risico op vleermuislachtoffers (zie ook Bach & Bach, 2009a, Grunwald & Schäfer, 2007). Daarin speelt ook mee dat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben.

Metingen vanuit de gondel geven een beter inzicht in de kans op slachtoffers, maar kunnen vanzelfsprekend pas worden uitgevoerd na plaatsing.

Risico's samengevat

Samengevat: in Nederland is de kans het grootst dat ruige dwergvleermuis, gewone dwergvleermuis en rosse vleermuis als slachtoffer van een aanvaring met een windturbine zullen worden gevonden. De kans op slachtoffers is naar verwachting het grootste in de periode eind juli – eind september, in warme, droge, relatief windstille nachten.

Doden van vleermuizen (art. 3.5.1)

Overall in Nederland bestaat het risico dat vleermuizen het slachtoffer worden van aanvaringen met in gebruik zijnde windturbines.

Niet ieder slachtoffer kan beschouwd worden als het overtreden van art. 3.5.1 Wnb. Als men voldoende voorzorg heeft genomen om slachtoffers te voorkomen, bijvoorbeeld door de keuze van een locatie waarvan door onderzoek is komen vast te staan dat daar geen sprake is van intensieve vleermuisactiviteit, worden een incidenteel slachtoffer beschouwd als een ongeluk. Beoordeeld moet dus worden of een windturbinelocatie een meer dan gemiddeld risico op aanvaringslachtoffers heeft.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 3.5.1 (doden van beschermde dieren) moet het volgende onderzocht of beoordeeld worden:

- Welke soorten komen voor in de omgeving van de windturbine?
- Lopen deze soorten door hun gedrag of door de locatie van de geplande turbine gevaar in aanvaring te komen?
- Is de flux van het aantal vleermuizen hoger of lager dan gemiddeld in Nederland?
- Kan het aantal slachtoffers worden geschat? Kan er gesproken worden van een bovengemiddeld aantal slachtoffers?
- Kan de eventuele extra sterfte effect hebben op de lokale, regionale en/of landelijke populatie van de betreffende soort(en)?

Voortplantings- en rustplaatsen (art. 3.5.4)

In theorie is het niet uitgesloten dat de aanleg van windturbines leidt tot de directe vernietiging, beschadiging of verstoring van vaste rust- of verblijfplaatsen. In de praktijk zal dit in Nederland niet voorkomen, omdat altijd ruime afstand wordt aangehouden tot gebouwen en bomen. Evenmin is uitgesloten dat het functioneren

van vaste rust- en verblijfplaatsen wordt belemmerd, doordat een essentiële vliegroute van/naar het foerageergebied wordt doorsneden door de aanleg van een windpark. Dat is eigenlijk alleen mogelijk als er een bomenrij wordt doorsneden of een watergang wordt gedempt, ten behoeve van de aanleg van een windturbine, die exact op de vliegroute wordt geplaatst. Praktisch zal dat in Nederland niet snel voorkomen. Verstoring van essentiële vliegroutes of foerageergebieden gedurende de aanlegfase lijkt onwaarschijnlijk door het beperkte ruimtebeslag van windturbines. Bovendien vinden de werkzaamheden doorgaans bij daglicht plaats, als de vleermuizen niet actief zijn.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 3.5.4 (verbod op het beschadigen of vernielen van voortplantings- of rustplaatsen) moet het volgende beoordeeld worden:

- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines voortplantings- of rustplaatsen in bomen of gebouwen direct aangetast?
- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines essentiële vliegroutes tussen verblijfplaatsen en foerageergebieden doorsneden en aangetast, waardoor het functioneren van een voortplantings- of rustplaats in gevaar wordt gebracht?
- Worden door in gebruik zijnde windturbines bestaande vliegroutes zodanig verstoord dat deze voor vleermuizen niet langer goed te gebruiken zijn, waardoor het functioneren van een voortplantings- of rustplaats in gevaar wordt gebracht?

Literatuur

- Arnett, E.B., W. K. Brown, W.P. Erickson, J.K. Fiedler, B.L. Hamilton, T.H. Henry, A. Jain, G.D. Johnson, J. Kerns, R.R. Koford, C.P. Nicholson, T.J. O'Connell, M.D. Piorkowski & R.D. Tankersley, Jr., 2007. Patterns of bat fatalities at wind farms in North America. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 61-78.
- Bach, L. & P. Bach, 2009a. Fledermausaktivität in und über einem Wald am Beispiel eines Naturwaldes bei Rotenburg/Wumme (Niedersachsen). Vortrag Fachtagung Fledermausschutz im Zulassungsverfahren für Windenergieanlagen, Berlin, 30.3.2009. Landesvertretung Brandenburgs beim Bund, Berlin.
- Behr, O., D. Eder, U. Marckmann, H. Mette-Christ, N. Reisinger, V. Runkel & O. von Helversen, 2007. Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Problemen beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. *Nyctalus (N.F.)* 12: 115-127.
- Behr, O., F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, J. Mages & I. Niermann, 2009. Einsatz akustischer Aktivitätsmessungen zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Brinkmann, R., I. Niermann, O. Behr, J. Mages, F. Korner-Nievergelt & M. Reich, 2009. Zusammenfassung der Ergebnisse für die Planungspraxis und Ausblick. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von

- Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windkraftanlagen. Bericht eines Forschungsvorhabens. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Cryan, P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1330-1340.
- 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.
- Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gendler, D. Brake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd, N.L. Walrath (2011). Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *J. Mammal.* 92(5): 917-925.
- Grunwald, T. & F. Schäfer, 2007. Aktivität von Fledermäusen im Rotorbereich von Windenergieanlagen an bestehenden WEA in Südwestdeutschland. *Nyctalus (N.F.)* 12: 182-198.
- 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, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Niermann I., S. von Felten, F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, O. Behr 2011. Einfluss von Anlagen- und Landschaftsvariablen auf die Aktivität von Fledermäusen an Windenergieanlagen. In: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin, C. Harbusch (2008). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2).
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-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. at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2).
- 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 conservation. *Biological conservation* 153: 80-86.

Bijlage IV: Het Extended Band Model

Het Band model is ontwikkeld in samenwerking met The Crown Estate (UK) Strategic Ornithological Support Services (SOSS), die is opgericht om belangrijke ornithologische kwesties met betrekking tot de Britse windindustrie op zee te identificeren. De SOSS groep bestond uit deskundigen uit een aantal landen, waaronder uit Nederland (Bureau Waardenburg, SOSS secretariaat partner). De SOSS groep heeft in 2012 een leidraaddocument gepubliceerd (Band 2012) voor het gebruik van een model voor de beoordeling van vogelaanvaringen bij windparken op zee (SOSS Band model 2012). De publicatie omvatte als bijlage een spreadsheet voor de berekeningen (hierna genoemd het Band model).

Achtergrond

Het Band model is ontwikkeld vanuit een theoretisch model over aanvaringsrisico's, eerst beschreven door Tucker (1996) en later door Band (2000) en Band *et al.* (2007). Dit model berekent het **aanvaringsrisico** van een individuele vogel die door het rotor-bestreken gebied van een draaiende windturbine vliegt. Een belangrijke aanname van deze modellen was dat vogels geen uitwijkmanoeuvre vertonen⁴. Dit aanvaringsrisico wordt vervolgens toegepast op het aantal vogels dat door het rotor-bestreken gebied vliegt, om tot een schatting van het aantal aanvaringen te komen.

Het Band model (2012) is toegespitst op gebruik bij windparken op zee. Het model is soort- en windpark-specifiek: het aantal aanvaringen wordt voor een bepaalde vogelsoort met een bepaalde type windturbine berekend en toegepast op een bepaald aantal turbines (totaal aantal van een windpark). Het model heeft een standaard berekeningswijze voor de vogelaantallen die door het rotor-bestreken gebied vliegen en daarmee ook voor het aantal aanvaringen van een bepaald windpark.

Het Band model heeft twee fundamentele routes voor het berekenen van het aantal vogelaanvaringen (aangeduid als Basic en Extended oftewel basis- en uitgebreid model), alsmede een optie om dichtheden van vliegende vogels of geschatte vogelfluxen te gebruiken (respectievelijk voor lokale vogels en migrerende vogels).

Zeevogels versus trekvogels

Berekeningen met het Band model kunnen dus op **dichtheden** van vliegende vogels of geschatte **fluxen** worden gebaseerd. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Als alternatief is expliciet voor trekvogels

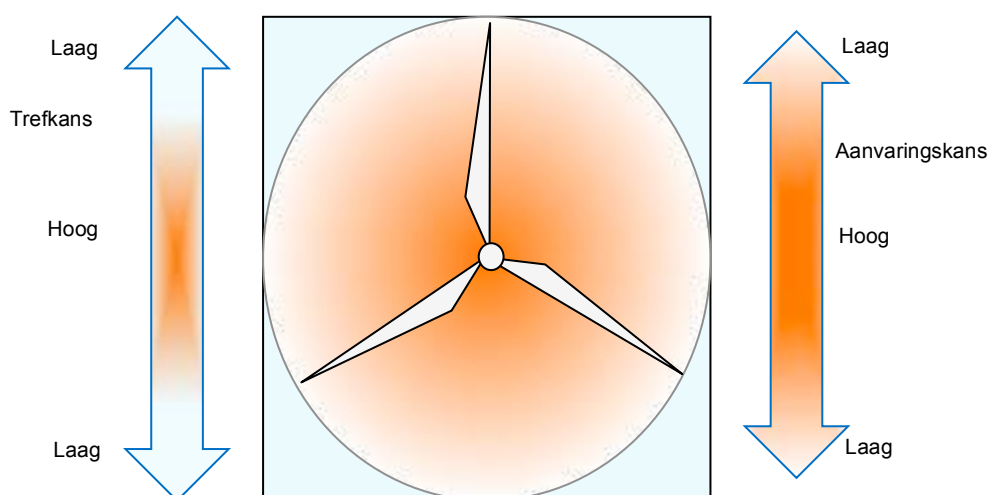
⁴Volgens Tucker (1996) kunnen vogels windturbines ontwijken door wijzigingen in de vliegsnelheid, in gevallen waar de relatieve rotorsnelheid onder een bepaald niveau zit, zoals dicht bij de gondel. Dit aspect is niet beschreven in de modellen van Band (2000), Band *et al.* (2007) en Band (2012).

een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Basic versus Extended model

Het Band model biedt ook twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. Deze zijn grotendeels gebaseerd op het type gegevens over vlieghoogte. Het **Basic model** is gebaseerd op een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het **Extended model** is daarentegen gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringskans 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 IV.1). Dit, in combinatie met de **vlieghoogteverdeling** van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. 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.

In het Band model worden eerst soortspecifieke aanvaringskansen zonder vermijding berekend en worden later in het model vermijdingsniveaus toegepast. Vlieghoogteverdeling, net zoals aanvaringsrisico, is een functie van kenmerken van de vogelsoort (lengte, spanwijdte, snelheid en vluchttype (actieve- of zwevende vlucht)), en de windturbineconfiguratie (aantal bladen, rotorradius, rotatiesnelheid, maximum bladbreedte, pitch en ashoogte).



Figuur IV.1. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Berekeningen in voorliggend MER

Vogelgegevens gepubliceerd door Snow & Perrins (1997a; 1997b) zijn gebruikt voor lengte (m) en spanwijdte (m), waarbij het middelpunt van de aangegeven ranges is genomen. Snelheden (m/s) voor de meeste soorten waren gepubliceerd door Alerstam *et al.* (2007), die in enkele gevallen aangevuld zijn door elders gepubliceerde gegevens (Pennycuik 1997; Guilford *et al.* 2008). Bij soorten waarvan data over vliegsnelheid ontbraken, zijn waarden van een nauw verwante soort gebruikt. Vluchttype is voor elke soort op actieve vlucht gezet, omdat dit in een iets hogere aanvaringskans resulteert dan bij zwevende vlucht.

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle drie windparkalternatieven van het windparken in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (zie §1.1) berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is de aanname gedaan dat het windpark het hele jaar door, zonder oponthoud operationeel is.

Zeevogels

Berekeningen in voorliggend MER zijn voor zeevogels met het Extended model uitgevoerd. Vlieghoogteverdelingen voor het Extended model zijn uit de overzichtsstudie van Johnston *et al.* (2014) genomen. In combinatie met turbinekenmerken zijn vervolgens soortspecifieke aanvaringskansen gegenereerd. De kracht van deze laatste publicatie is dat hier een review is gemaakt van alle beschikbare data ten aanzien van vlieghoogtes van verschillende soorten zeevogels. In recente jaren zijn enkele publicaties verschenen met nieuwe inzichten ten aanzien van vlieghoogtes, zoals bijvoorbeeld voor de kleine mantelmeeuw (Garthe & Corman 2014, Ross-Smith *et al.* 2016). In de toekomst zou het combineren van al deze afzonderlijke studies op verschillende locaties kunnen leiden tot een aangepaste vlieghoogteverdeling voor deze soort, echter op dit moment is deze nog niet beschikbaar.

Dichtheden van vliegende vogels zijn voor elke soort per maand bepaald (zie §2). Deze dichtheden zijn in het model op basis van vliegsnelheid, locatie-specifiek daglicht- en nachturen en nachtactiviteit van elke soort (cf. Bradbury *et al.* 2014) omgerekend naar soort- en locatie specifieke fluxen. De vermenigvuldiging van deze soort-specifieke fluxen met de aanvaringskansen leverde het potentiële aantal aanvaringslachtoffers per maand zonder vermijding op.

Trekvogels

De berekeningen voor trekvogels zijn met het Basic model uitgevoerd. Dit omdat gedetailleerde informatie over de vlieghoogteverdeling van trekvogels op rotorhoogte grotendeels ontbreekt. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal

vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn per soortgroep bepaald (zie §2.3). Op deze fluxen zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast (zie §2.3). Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die een representatieve soort is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort) binnen de soortgroep. Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, buizerd voor roofvogels en uilen, de Kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder vermijding op.

Vermijdingsniveaus

De laatste stap in de berekeningen, het toepassen van vermijdingspercentages, is een van de belangrijkste stappen bij het bepalen van het werkelijke aantal aanvaringen (Chamberlain *et al.* 2006, Drewitt & Langston 2006). Vermijdingsgedrag kan op twee niveaus plaatsvinden: macro-vermijding: het vermijden van het gehele windpark; en micro-vermijding: het vermijden van individuele turbines binnen het windpark. Algeheel vermijding kan geïllustreerd worden als:

$$\text{Vermijding} = 1 - ((1 - \text{macro-vermijding}) * (1 - \text{micro-vermijding}))$$

Ondanks alle aandacht naar vogelaanvaringen met windturbines, zijn slechts weinig data bekend over vermijdingsniveaus. Vermijdingsgedrag is moeilijk te kwantificeren en kan per omgevings- en ecologische factor, alsmede per windparkconfiguratie variëren (Krijgsveld 2014).

Op basis van de beschikbare gegevens wordt over het algemeen aanvaard dat vermijdingsniveaus van vogels waarschijnlijk hoog zijn, vaak hoger dan 98% en bij veel zeevogels hoger dan 99% (Cook *et al.* 2012). De Scottish Natural Heritage raadt het gebruik van 98% voor veel soorten aan, waaronder voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), hoewel Cook *et al.* (2012) 99,75% als een realistischer vermijdingsniveau beschouwen. Berekeningen van de voorliggende studie volgden de aanbevelingen van Maclean *et al.* (2009). Op basis van een overzicht van de beschikbare studies hebben zij de volgende vermijdingsniveaus bepaald: 99% voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholvers, sterns en de papegaiduiker; 99,5% voor de jan-van-gent, alken en meeuwen; en 99,9% voor de noordse stormvogel en pijlstormvogels. Vermijdingspercentages van trekvogels zijn gebaseerd op overzichten van Cook *et al.* (2012) en Wright *et al.* (2012). Het toepassen van deze vermijdingspercentages leverde het **geschatte totaal aantal aanvaringslachtoffers** voor zeevogels en trekvogels op.

Literatuur

Details over de SOSS groep en haar projecten, samen met alle documentatie over het Band model (2012) is te vinden op de website:
<http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss>

Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight Speeds among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. *PLoS Biology* 5(8).

Band, W., 2000. Windfarms and Birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Guidance Notes Series. Scottish Natural Heritage.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK.

Band, W., Madders, M. & 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*. pp. 259-275. Quercus, Madrid, Spain.

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.

Chamberlain, D.E., M.R. Rehfisch, A.D. Fox, M. Desholm & S.J. Anthony, 2006. The effect of avoidance on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148(1): 198-202.

Cook, A.S.C.P., L.J. Wright & N.H.K. Burton, 2012. A Review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore windfarms. Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-02. BTO Research Report 618.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148(1): 29-42.

Guilford, T.C., J. Meade, R. Freeman, D. Biro, T. Evans, F. Bonadonna, D. Boyle, S. Roberts & C.M. Perrins, 2008. GPS tracking of the foraging movements of Manx Shearwaters *Puffinus puffinus* breeding on Skomer Island, Wales. *Ibis* 150(3): 462-473.

Johnston, A., Cook, A.S.C.P., Wright, L.J., Humphreys, E.M. & 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.

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, Netherlands.

Macleán, 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.

Pennyquick, C., 1997. Actual and 'optimum' flight speeds: field data reassessed. *Journal of Experimental Biology* 200(17): 2355-2361.

SNH, 2010. Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model. SNH Avoidance Rate Information & Guidance Note. Scottish Natural Heritage, Inverness, UK.

Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997a. *The Birds of the Western Palearctic. Volume 1 Non-passerines*. Oxford University Press, Oxford.

- Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997b. *The Birds of the Western Palearctic. Volume 2 Passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Tucker, V.A., 1996. A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors. *Journal of Solar Energy Engineering* 118: 253-262.
- Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook & 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). Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-05. BTO Research Report 592.

Bijlage V: Aanvaringen met tweebladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor tweebladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Voor vleermuizen verandert er niks, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band model wordt bepaald, maar een aantal per turbine wordt berekend. Als voorbeeld wordt hieronder het aantal aanvaringssslachtoffers voor tweebladige- en driebladige windturbines in Kavel III (tabel V.1) en Kavel IV (tabel V.2) voor een lokale zeevogel (kleine mantelmeeuw), een kolonievogel (jan-van-gent) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels) weergegeven.

Tabel V.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in Kavel III bij twee alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		63 * 6MW ø 142 m	38 * 10MW ø 221 m
Driebladige	kleine mantelmeeuw	52	19
	jan-van-gent	1	0
	zangvogels	1028	808
Tweebladige	kleine mantelmeeuw	34	13
	jan-van-gent	0	0
	zangvogels	685	539

Tabel V.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in Kavel IV bij twee alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		63 * 6MW ø 142 m	38 * 10MW ø 221 m
Driebladige	kleine mantelmeeuw	125	46
	jan-van-gent	1	0
	zangvogels	1028	808
Tweebladige	kleine mantelmeeuw	83	30
	jan-van-gent	0	0
	zangvogels	685	539

Bijlage VI: Gunstige Staat van Instandhouding voor vogels

VI.1 Aanleiding

Het Rijk heeft de Commissie voor de Milieueffectrapportage gevraagd te adviseren over de benodigde inhoud van het MER voor de kavels III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De Commissie heeft op 27 februari 2017 een advies uitgebracht over de reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport (cieMER 2017). Daarin stelt de Commissie ten aanzien van de beoordeling van effecten van Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vogels dat het gebruik van de Potential Biological Removal (PBR) “zich vooral richt op de gevolgen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties, en niet op de gevolgen voor specifieke instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden”. De Commissie adviseert daarom bij soorten waarvan de additionele sterfte onder de 1%-mortaliteitsnorm en/of de PBR uitkomt, maar de populaties niet vitaal zijn, ook na te gaan of het voornemen afbreuk kan doen aan de beoogde Gunstige Staat van Instandhouding (GSI). Deze bijlage is bedoeld als invulling van dit advies.

VI.2 Inleiding

De Staat van Instandhouding (Svl), zoals geformuleerd binnen de Habitatrichtlijn, is een maat voor de duurzaamheid van een populatie. De Vogelrichtlijn kent het begrip Svl niet als zodanig, maar in de Wet natuurbescherming wordt het begrip Svl wel gehanteerd in relatie tot soorten van de Vogelrichtlijn.

In de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zullen naar verwachting vogelslachtoffers vallen onder een veelheid aan soorten. Om te beoordelen of deze additionele sterfte een effect heeft op de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de betrokken populaties is 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm) in het MER toegepast als een eerste ‘grove zeef’ (Steunpunt Natura 2000 2010). Deze inschatting wordt weergegeven in Bijlage 7 (Beoordeling soortenbescherming Wet Natuurbescherming) van het MER.

Als de huidige staat van instandhouding als ongunstig te boek staat (informatie per soort opvraagbaar via www.sovon.nl) én de voorspelde sterfte niet ver onder de 1%-mortaliteitsnorm ligt, heeft Bureau Waardenburg voor onshore windparken een methodiek ontwikkeld om te beschrijven in hoeverre de voorziene additionele sterfte naar verwachting het bereiken van een gunstige staat van instandhouding in de weg zal staan. In deze analyse worden ook de effecten van andere projecten en activiteiten die vogelslachtoffers eisen betrokken.

Voorvoemde methodiek voor onshore windparken is specifiek bedoeld voor vogels die hoofdzakelijk als lokale vogel slachtoffer worden in het (geplande) windpark. Deze vogels behoren namelijk allemaal tot de Nederlandse (broed)populatie waarvan de Svl bekend is en waarvoor een analyse van het effect op de Svl mogelijk is. Op zee betreffen de slachtoffers veelal trekvogels en niet lokale vogels. In zo'n geval moet naar de flyway populatie gekeken worden, waarvan de Svl in veel gevallen niet (goed) bekend is.

In deze bijlage wordt (voor zover mogelijk) nagegaan wat de effect van kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van de betrokken populaties is, ook in verhouding tot andere ontwikkelingen en activiteiten.

VI.3 Soortenlijst

In Bijlage 7 van het MER zijn in tabel VI.2 141 vogelsoorten gepresenteerd waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal (zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Deze soorten zijn ingedeeld in vogels op seizoenstrek (soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied; 128 soorten) en lokaal verblijvende vogels (soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied; 13 soorten).

Foppen *et al.* (2016) hebben in het kader van een studie naar de ecologische haalbaarheid van de landelijke instandhoudingsdoelen voor vogels de staat van instandhouding van alle vogelsoorten bepaald, waarvoor Nederland in het kader van de Vogelrichtlijn Natura 2000-gebieden heeft aangewezen. Foppen *et al.* (2016) hebben hun beoordeling per soort voor de Nederlandse broedvogel en/of niet-broedvogel populaties gedaan. Broedvogelsoorten die een terrestrische levenswijze hebben, kunnen uitsluitend tijdens de trek in offshore windenergiegebieden terecht komen. Voor Nederlandse broedvogels geldt dat ze normaliter niet richting het noorden of westen trekken, waar de Nederlandse offshore windenergiegebieden liggen, en komen zodoende slechts incidenteel in Nederlandse offshore windparken voor. De terrestrische broedvogelsoorten die in Nederlandse offshore windparken tijdens de trek verwacht worden, broeden voornamelijk in Groot-Brittannië of in Scandinavië (zie bijlage II van het Achtergronddocument van het MER). Daarom moet de staat van instandhouding van de flyway populatie van deze soorten in beschouwing genomen worden en niet de staat van instandhouding van de Nederlandse broedpopulatie.

Op basis hiervan focussen we hier uitsluitend op zeevogelsoorten die in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) voorkomen (conform de lijst die in het Achtergronddocument (bijlage 4 van het MER wordt behandeld) of terrestrische vogelsoorten die de zuidelijke Noordzee oversteken (trekvoegels).

Van deze soorten behandelen we in voorliggende bijlage alleen de soorten met een “matig ongunstige” en “zeer ongunstige” Svl, maar wel alleen voor de betreffende categorieën (broedvogels of niet-broedvogels) zoals gedefinieerd door Foppen *et al.* 2016. Het kan dus zijn dat er slachtoffers vallen onder soorten met een ongunstige Svl die toch niet behandeld worden, omdat dit niet de juiste populatie betreft (bv. het eindoordeel van kleine mantelmeeuw is ‘matig ongunstig’, echter dit betreft de niet-broedvogelpopulatie, en daarom wordt deze niet meegenomen in onze analyse van lokale vogels (zie verder onderstaand)).

De combinatie van de soortenlijst in bijlage 7 van het MER en de soorten met een ongunstige staat van instandhouding van de relevante populatie resulteert in een lijst van 50 vogelsoorten die als trekvogel (‘niet-broedvogel in terminologie Foppen *et al.* 2016, verder aangeduid als ‘tv’) potentieel slachtoffer in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen worden. Daarnaast zijn er drie soorten (visdief, zilvermeeuw en grote stern) die eventueel ook als lokale vogel (in terminologie van Foppen *et al.* 2016 ‘broedvogel’ en verder aangeduid als ‘lv’) slachtoffer kunnen worden (tabel VII.1).

Tabel VI.1 Trekvogelsoorten en zeevogelsoorten met (in Nederland) een gunstige (G), matig ongunstige (MO) of zeer ongunstige (ZO) Staat van Instandhouding (Svl; cf. Foppen et al. 2016) die in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) voor kunnen komen en slachtoffer kunnen worden van een aanvaring met een windturbine of als gevolg van habitatverlies. De Svl is weergegeven op basis van de populatiegrootte van de soort en het eindoordeel (combinatie van verspreiding, populatie, leefgebied en toekomstperspectief). lv = lokale vogels; tv = trekvogels; onb = onbekend. Soorten zonder aanduiding zijn lokale vogels (niet-broedvogels volgens Foppen et al. 2016).

SOORT	POPULATIE	EINDOORDEEL
fuut	MO	MO
roodhalsfuut	onb	MO
kleine zwaan	ZO	ZO
kleine rietgans	MO	MO
zwartbuikrotgans	MO	MO
smient	MO	MO
wilde eend	ZO	ZO
tafeleend	ZO	ZO
kuifeend	MO	MO
topper	MO	MO
eider	ZO	ZO
zwarte zee-eend	ZO	ZO
bruine kiekendief	onb	MO
blauwe kiekendief	onb	MO
smelleken	MO	MO
waterhoen	MO	MO
meerkoet	MO	MO
scholekster	ZO	ZO
kluut	MO	MO
goudplevier	MO	MO
kievit	MO	MO
kanoet	G	MO
grutto	ZO	ZO

regenwulp	onb	ZO
wulp	MO	MO
zwarte ruiter	ZO	ZO
tureluur	MO	MO
steenloper	MO	MO
kleine mantelmeeuw	onb	MO
zilvermeeuw (tv)	G	MO
zilvermeeuw (lv)	MO	MO
grote mantelmeeuw	G	MO
grote stern (tv)	onb	ZO
grote stern (lv)	MO	MO
visdief (lv, tv)	onb	ZO
noordse stern	onb	MO
zwarte stern	ZO	ZO
velduil	onb	ZO
veldleeuwerik	G	MO
boompieper	onb	ZO
oeverpieper	onb	MO
gele kwikstaart	onb	MO
beflijster	onb	ZO
kramsvogel	G	MO
koperwiek	MO	MO
goudhaan	MO	MO
zwarte mees	G	MO
roek	ZO	ZO
keep	MO	MO
sijs	MO	MO
ijsgors	onb	ZO
sneeuwgorst	onb	ZO

VI.4 Analyse Staat van Instandhouding per soort

Voor de meeste soorten (91 van 141) die in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) potentieel slachtoffer kunnen worden is de huidige staat van instandhouding van de populatie als **gunstig** beoordeeld en/of is de **populatie stabiel of groeiende** (Foppen *et al.* 2016). Dat wil zeggen dat de sterfte bij bestaande hoogspanningslijnen of windparken of andere bouwwerken / activiteiten die sterfte veroorzaken niet heeft geleid tot een afname van de Nederlandse populatie van deze soorten. Als we alleen kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) beschouwen, is de sterfte bij deze soorten zeer beperkt ten opzichte van de reeds bestaande sterfte door natuurlijke of andere antropogene oorzaken. Een effect van kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van de betrokken populaties van deze soorten kan daarom ook in een breder perspectief gezien met zekerheid uitgesloten worden.

Voor de 50 soorten gepresenteerd in tabel VII.1 is de huidige staat van instandhouding als **(matig/zeer) ongunstig** beoordeeld (Foppen *et al.* 2016). Er zijn diverse redenen waarom de Svl ongunstig kan zijn. Deze hangen in het algemeen samen met de verspreiding, populatie, voedselbeschikbaarheid, jachtdruk, leefgebied of toekomstperspectief.

VI.4.1 Trekvogelsoorten

47 van de 50 soorten die potentieel slachtoffer kunnen worden in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en een ongunstige Svl hebben, komen uitsluitend als trekvogels in het plangebied voor. Dat betekent dat deze vogels twee keer per jaar de Noordzee oversteken, waarbij ze in theorie in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) terecht kunnen komen. Daarbij dient opgemerkt te worden dat de Svl van de flyway populatie niet per definitie ongunstig is als de Svl van de Nederlandse (broed)populatie ongunstig is. De aantallen slachtoffers van deze soorten in kavels III en IV zijn laag, terwijl de populaties waartoe de potentiële slachtoffers behoren in het algemeen zeer groot zijn (van enkele tienduizenden tot miljoenen vogels; zie tabel VII.4 in Bijlage 7 van het MER). Daarom is de *additionele* sterfte veroorzaakt door kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bij deze soorten zeer beperkt ten opzichte van de grootte van de relevante flyway-populatie in vergelijking met de al bestaande sterfte (zie Bijlage VII van het MER). Voor geen enkele soort ligt de geschatte of berekende sterfte in kavels III en IV van windenergiegebied Hollands Kust (zuid) boven de 1%-mortaliteitsnorm.

Bovendien hangt de ongunstige staat van instandhouding bij deze 47 soorten in veruit de meeste gevallen samen met oorzaken die zich buiten Nederland afspelen. Als voorbeeld beschrijven we hier de situatie van de kleine zwaan, die de kleinste populatie (18.000 vogels) heeft van alle trekvogelsoorten die in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen voorkomen en waarvoor de staat van instandhouding van de populatie als zeer ongunstig is beoordeeld (Foppen *et al.* 2016). De aantallen kleine zwanen zijn in de laatste decennium in Nederland sterk afgenomen. Deze afname lijkt samen te hangen met een laag broedsucces en de oorzaak wordt dan ook gezocht in de broedgebieden (Natura 2000 profiel). De oorzaak van deze ongunstige staat van instandhouding ligt dus niet in sterfte bij bestaande hoogspanningslijnen of windparken. Bovendien weten we van GPS metingen tijdens de migratie dat de meeste kleine zwanen ten noorden van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) de Noordzee oversteken en meestal onder rotorhoogte (Griffin *et al.* 2016). Daarom kan geconcludeerd worden dat een negatief effect van kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van kleine zwanen ook in een breder perspectief moet worden gezien. Significant negatieve effecten zijn met zekerheid uit te sluiten.

Andere trekvogelsoorten hebben een veel grotere populatieomvang dan de kleine zwaan en daarnaast zullen de aantallen slachtoffers per soort verwaarloosbaar zijn. Zo vallen onder alle steltlopers en eendachtigen maximaal 4 slachtoffers. Indien we deze vier slachtoffers op enkel twee soorten betrekken met een relatief kleine populatieomvang (zoals bijvoorbeeld de roodhalsfuut en de steenloper met 42.000 en 45.000 vogels respectievelijk) én een ongunstige staat van instandhouding, dan nog zullen met zekerheid geen invloed hebben op het behalen van de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties.

VI.4.2 Lokale vogelsoorten

Naast de 47 vogelsoorten die als trekvogel potentieel slachtoffer in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen worden, kunnen bij de visdief, zilvermeeuw en grote stern ook onder lokale vogels slachtoffers vallen. Bij deze soorten kan aan de Nederlandse populatie van de soort getoetst worden.

Bij lokaal voorkomende visdieven worden slachtoffers uitsluitend in het broedseizoen verwacht in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), bij zilvermeeuw voornamelijk in de wintermaanden en bij de grote stern in het broedseizoen. Bij de visdief gaat het niet jaarlijks om slachtoffers, bij de grote stern gaat het om enkele slachtoffers (respectievelijk 9 en 5, samen opgeteld in kavels III en IV) en bij de zilvermeeuw om 89 slachtoffers.

De Svl van visdieven wordt als **zeer ongunstig** beoordeeld (Foppen *et al.* 2016), echter de voorziene sterfte onder **visdieven** bedraagt (veel) minder dan één slachtoffer per jaar. En met een flyway populatie van 400.000 vogels en een 1% mortaliteitsnorm van 400 vogels valt deze sterfte weg, en is een effect van kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van de betrokken populatie in een breder perspectief gezien met zekerheid uit te sluiten.

De Nederlandse broedpopulatie van de **grote stern** vertoont momenteel een voortdurend herstel (Natura 2000 profiel). De grote stern broedt in Nederland echter slechts in enkele grote kolonies, waardoor de soort als kwetsbaar beschouwd wordt (Foppen *et al.* 2016). De landelijke staat van instandhouding van de populatie van de grote stern is dan ook als **matig ongunstig** beoordeeld (Foppen *et al.* 2016). Sterfte in bestaande windparken is klein en heeft dan ook geen invloed op de huidige staat van instandhouding. De *additionele* sterfte bij andere recent vergunde of recent gerealiseerde windparken is beperkt ten opzichte van de al bestaande sterfte. Een effect van kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van de betrokken populatie is ook in een breder perspectief gezien met zekerheid uit te sluiten.

De Nederlandse populatie van **zilvermeeuwen** neemt sinds het begin van de jaren negentig geleidelijk af (Hornman *et al.* 2016). Dit is het gevolg van het afnemen van het aantal broedparen als gevolg van predatie door de vos (verdwijning kolonies in Hollandse duinstreek) en verminderd voedselaanbod (b.v. afdekken vuilstorten). Sterfte in bestaande windparken en bij bestaande hoogspanningslijnen is aanzienlijk (Rijkswaterstaat 2015). Er zijn echter geen aanwijzingen dat deze sterfte van invloed is geweest op de huidige staat van instandhouding. De *additionele* sterfte in kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en bij andere recent vergunde of recent gerealiseerde windparken is beperkt ten opzichte van de al bestaande sterfte. Bovendien vallen de meeste slachtoffers in de wintermaanden, en betreffen dus niet-broedvogels. De drukfactor betreft voornamelijk aanvaringslachtoffers, wat een negatief effect op de populatiegrootte kan veroorzaken, maar niet op de Svl aspecten kwaliteit van het leefgebied of de verspreiding van de soort. De populatiegrootte van

de zilvermeeuw als niet-broedvogel is echter als gunstig beoordeeld (Foppen *et al.* 2016; tabel VII.1) en zal veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte door kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op te vangen. Op basis hiervan is een effect van kavels III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de GSI van de betrokken populatie ook in een breder perspectief gezien daarom met zekerheid uit te sluiten.

VI.5 Literatuur

- cieMER, 2017. Kavelbesluiten III en IV Hollandse Kust (zuid). Advies over reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport. Commissie voor de milieueffectrapportage, Utrecht.
- Foppen, R., M. van Roomen, L. van den Bremer & R. Noordhuis, 2016. De ecologische haalbaarheid van de Natura 2000 instandhoudingsdoelen voor vogels. Sovon-rapport 2016/51. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- Hornman, M., F. Hustings, K. Koffijberg, O. Klaassen, E. van Winden, Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep & L. Soldaat. 2016. Watervogels in Nederland in 2014/2015. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- Steunpunt Natura 2000, 2010. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.



Bureau Waardenburg bv

Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg

Telefoon 0345-512710, Fax 0345-519849

E-mail info@buwa.nl, www.buwa.nl

Offshore windenergiegebied Hollandse Kust Zuid

Effecten van aanleg van kavel III en IV op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Eindrapport d.d. 8 maart 2017

Inhoud

1	Inleiding	5
1.1	Achtergrond en kader.....	5
1.2	Offshore windenergiegebied Hollandse Kust Zuid	6
2	Uitgangspunten bepaling effecten van heien van turbinefunderingen	7
2.1	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan.....	7
2.2	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden.....	10
2.3	Beoordeling van effecten	20
3	Effecten van aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid.....	22
3.1	Inleiding	22
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren	22
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	30
3.4	Effecten op beschermde soorten	37
3.5	Mitigerende maatregelen.....	38
4	Effecten van aanleg kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid	44
4.1	Inleiding	44
4.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren	44
4.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	51
4.4	Effecten op beschermde soorten	58
4.5	Mitigerende maatregelen.....	59
5	Cumulatieve effecten	65
5.1	Afbakening.....	65
5.2	Cumulatieve effecten in één jaar (kavel III en IV).....	65
5.3	Cumulatieve effecten in één jaar op Natura 2000-gebieden	67
5.4	cumulatieve effecten in één jaar op beschermde soorten	68
5.5	Cumulatieve Effecten na constructie van windparken volgens het SER-akkoord.....	69
5.6	Cumulatieve effecten na 6 jaar op de totale Noordzee (internationaal scenario)	70
5.7	Cumulatieve effecten na mitigatie (VKA)	71
6	Leemten in kennis	75
7	Referenties	78

BIJLAGEN

Bijlage 1 TNO-notitie

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN KADER

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*).

In de afgelopen jaren is de kennis over en het inzicht in de mogelijke effecten van heigeluid op de dominant in de Noordzee voorkomende zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden) sterk toegenomen. Veel van deze kennis is verwerkt in een, onder regie van de Werkgroep Onderwatergeluid¹ opgestelde redeneerlijn die is toegepast bij de effectbepaling en -beoordeling van een aantal 'Ronde 2' offshore windparken. Bij de voor deze windparken toegepaste benadering zijn (mogelijke) populatie-effecten van de hiervoor genoemde sub-letale fysiologische en gedragseffecten niet gekwantificeerd. Onder de destijds geldende voorwaarden voor vergunningverlening kon namelijk – zonder rekenen – worden beredeneerd dat significante effecten op de populatie uit te sluiten waren (bouw van 1 windpark per jaar, seizoensrestrictie voor heiperiode).

Voor de 'Ronde 3' windparken, waaronder het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, voldoet deze aanpak niet meer, omdat in Nederland de ambitie bestaat om voor het bereiken van duurzame energiedoelen vooral in te zetten op het bouwen van offshore windparken. In het SER-akkoord (september 2013)² is voor offshore wind het doel vastgelegd om in 2023 in totaal 4.450 MW operationeel te hebben. Dit doel is niet tijdig haalbaar onder de in 'Ronde 2' geformuleerde voorwaarden. Dit betekent dat moet worden onderzocht wat de effecten op populaties van zeezoogdieren zijn als meer windparken per jaar worden gebouwd en of extra voorwaarden voor de constructiefase geformuleerd moeten worden. Vanwege de verwachte ontwikkelingen in Nederland en daarbuiten is de cumulatie van effecten van impulsief geluid door meerdere initiatieven op hele populaties niet bij voorbaat uit te sluiten.

In 2015 is door de Nederlandse overheid het 'Kader Ecologie en Cumulatie' ontwikkeld, dat uit meerdere onderdelen bestaat. Een, in Nederland breed gedragen aanpak voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op relevante populaties van zeezoogdieren in de Noordzee is er een van. Deze aanpak is door de eerdergenoemde

¹ De Werkgroep Onderwatergeluid is begin 2013 op initiatief van Rijkswaterstaat Zee en Delta opgericht. Deelnemers zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, Directoraat-generaal Ruimte en Water, TNO, HWE, SEAMARCO, IMARES, Arcadis, Royal Haskonig DHV (vanaf 2014) en Deltares (vanaf 2014).

² <https://www.ser.nl/nl/publicaties/overige/2010-2019/2013/energieakkoord-duurzame-groei.aspx>

Werkgroep Onderwatergeluid in de tweede helft van 2014 ontwikkeld en beschreven in Heinis & de Jong (2015). Het via www.noordzeeloket.nl te downloaden rapport vormt het primaire uitgangspunt voor de voorliggende effectbeschrijving en bestaat op hoofdlijnen uit de volgende onderdelen:

- Een beschrijving van de procedure ('redeneerlijn') voor het kwantificeren van de mogelijke (cumulatieve) effecten van 'impulsief' onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op de Noordzee op de relevante populaties van zeezoogdieren (met nadruk op de bruinvis);
- Een toepassing van de redeneerlijn op de bruinvispopulatie door voor geselecteerde scenario's voor aanleg van windparken op het NCP en in de rest van de Noordzee én seismische exploratie de omvang van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid te schatten in de periode 2016-2022. Mitigerende maatregelen maken onderdeel uit van de scenario's;
- Een mogelijke toepassing van de redeneerlijn voor de zeehondpopulaties;
- Een samenvatting van de redeneerlijn in de vorm van een stappenplan/leidraad voor MER-schrijvers;
- Een overzicht van kennisleemten.

1.2 OFFSHORE WINDENERGIEGEBIED HOLLANDSE KUST ZUID

Bij het bepalen en beoordelen van de effecten van de constructie van het windpark zijn voor elk van de 4 uit te geven kavels twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 63 turbines van 6 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 38 turbines van 10 MW.

Met deze twee alternatieven kan een beeld worden gekregen van de maximale bandbreedte van mogelijke effecten. Voor beide alternatieven is verder uitgegaan van monopaalfunderingen, waarvan er, als de weersomstandigheden andere logistieke omstandigheden dat toelaten elke 24 uur 1 wordt geheid.

TNO heeft voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op dezelfde manier als voor de Borssele kavels berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor elk van de mogelijke 4 kavels twee paalposities en drie hei-energieën onderzocht om zo een goed beeld te krijgen van de bandbreedte van mogelijke effecten. De resultaten van deze, in bijlage 1 opgenomen berekeningen zijn conform Heinis & de Jong (2015) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Daarnaast is onderzocht in hoeverre significante effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten.

2 Uitgangspunten bepaling effecten van heien van turbinefunderingen

2.1 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de bouw van windparken is gebruik gemaakt van het door TNO ontwikkelde rekenmodel AQUARIUS 1.0. Dat model is gebaseerd op de benaderingsmethode die is beschreven in Weston [1971, 1976]. Het model berekent de ruimtelijke verspreiding van het geluid, op basis van gegevens over de geluidbron, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte. Als output worden onderwatergeluidkaarten gegenereerd, indien gewenst voor verschillende diepten in de waterkolom.

Voor de berekening van de verspreiding van het heigeluid bij de constructie van het windpark Hollandse Kust Zuid is aangenomen dat het heigeluid zoals gemeten bij het Prinses Amaliawindpark (Q7, de Jong & Ainslie, 2012) maatgevend is voor het heien van monopalen op de Noordzee. Bij de voor windpark Prinses Amalia gebruikte funderingen werd geheid met een maximale energie van 800 kJ. Het maximale, over de frequentiebanden gesommeerde bronniveau bedroeg daar 221 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$. Dit bronniveau is bij de verdere berekeningen gebruikt. De laagste inschatting van het bronniveau bedroeg 215 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ (zie verder bijlage 1). Er is daarbij uitgegaan van een fundering van monopalen, die door heien in de zeebodem zullen worden verankerd. De hiervoor benodigde hei-energie bedraagt, afhankelijk van de diameter van de te heien funderingen 1.000 tot maximaal 3.000 kJ. Bij de berekeningen is aangenomen dat eenzelfde percentage van de klapenergie (als bij het Prinses Amalia windpark) wordt omgezet in geluidenergie. Dit betekent dat het over de frequentiebanden gesommeerde bronniveau bij de aanleg van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid per heiklap respectievelijk ongeveer 1 dB tot 6 dB groter zal zijn.

Effecten zijn berekend voor de situatie dat de propagatie van het heigeluid niet wordt gedempt en voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast. Het gaat daarbij om een, onlangs door de Nederlandse overheid voor het windenergiegebied Borssele ontwikkeld normenstelsel, waarbij is gedifferentieerd naar aanlegseizoen en aantal turbines. Het normenstelsel is voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid iets aangepast (zie verder § 3.5.2).

Voor het bepalen van de voortplanting van het onderwatergeluid als gevolg van het heien voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid is een realistisch, met de praktijk overeenkomend heiscenario doorgerekend ('soft start'). Voor het goed positioneren van de paal wordt in de eerste ca. 10 minuten met een lagere energie en frequentie geheid. In de daaropvolgende ca. 30 minuten wordt de hei-energie opgevoerd tot maximaal vermogen (= ca. 95% van het volledige vermogen van de heihamer). In deze periode vinden af en toe controles plaats waarin niet wordt geheid. Na deze 40 minuten wordt vervolgens ononderbroken op maximaal vermogen geheid.

In de berekeningen is ervan uitgegaan dat in beide alternatieven voor het heien van één paal maximaal 3.500 heiklappen nodig zijn. De berekeningen zijn uitgevoerd voor gemiddelde windcondities en voor windstilte (*worst case*).

Intermezzo Validatie Aquarius 1.0 model

Het hier toegepaste Aquarius 1.0 model is onlangs gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (Binnerts e.a. 2016). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus (breedband SEL₁) tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. De resultaten van de modelberekeningen lagen in het algemeen onder die van de metingen, waarbij het verschil toenam met een toenemende afstand van de paal. Deze verschillen bleken het gevolg van diverse onzekerheden in de modellering (onder andere het modelleren van de heipaals als zijnde een puntbron) en in de invoergegevens, waaronder het ontbreken van accurate informatie over de akoestische eigenschappen van het sediment bij lage frequenties (typisch beneden 200 Hz).

In het Aquarius 1.0 model wordt de heipaals als een puntbron beschreven. Het spectrum van de akoestische bronsterkte (SL_E) wordt daarbij geschat uit eerdere metingen. Zoals hierboven beschreven is daarbij gebruik gemaakt van de meetdata van het heien voor het Princes Amalia Windpark ('Q7'). Er is daarbij een schaling toegepast, met de aanname dat de energiebronsterkte recht evenredig is met de energie van de hamerklap.

Geconstateerd is dat:

- De puntbronbeschrijving leidt tot een onderschatting van het propagatieverlies ten opzichte van een lijnbron (en dus tot een overschatting van de geluidsniveaus).
- De bronsterkte hangt af van de hamerenergie maar ook van het contactoppervlak tussen paal en water (dus van paaldiameter en lengte van de paal in het water). Dat effect niet meenemen leidt tot een onderschatting van de geluidsniveaus bij grotere palen.
- Door de bodem te beschrijven als een half oneindig medium met een uniforme, frequentieonafhankelijke dichtheid, geluidsnelheid en absorptie wordt het verlies van geluidenergie in de bodem bij lage frequenties overschat (<200 Hz), dus de geluidsniveaus onderschat.
- De huidige modellering van het effect van verstoring van het wateroppervlak door wind leidt tot een overschatting van het propagatieverlies en dus tot een onderschatting van de geluidsniveaus, vooral bij lagere frequenties (<1 kHz).

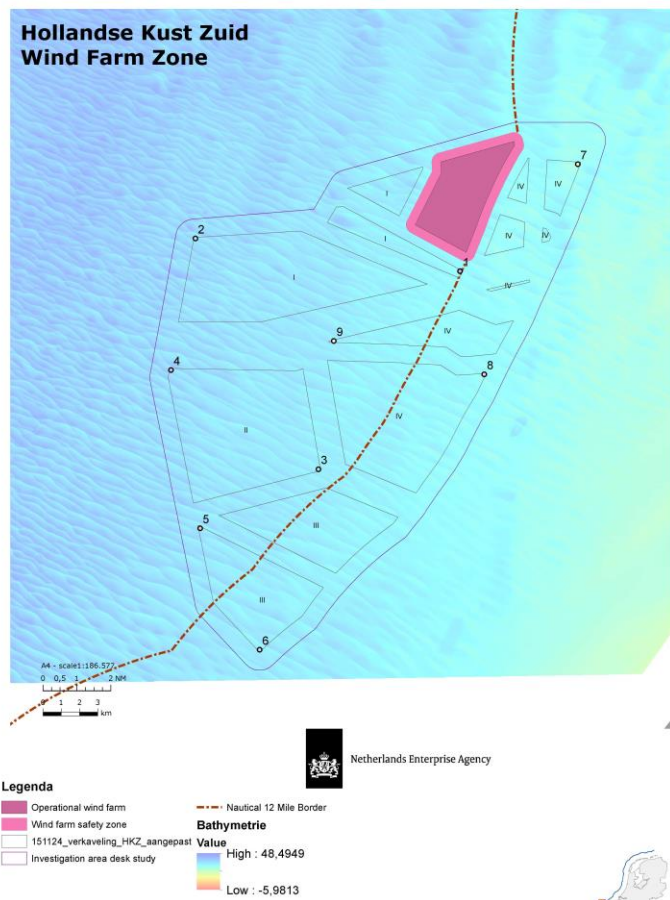
Op grond van de resultaten van de validatie is het niet mogelijk op korte termijn correcties op de uitgevoerde berekeningen voor windenergiegebied Hollandse Kust Zuid aan te brengen. Dit heeft te maken met het feit dat de onnauwkeurigheden in het model door verschillende, niet geheel onafhankelijke factoren worden veroorzaakt. Hoewel de gemodelleerde onderwaterniveaus lager zijn dan in het veld, is het risico dat de daaruit volgende **effecten** op zeezoogdieren systematisch worden onderschat is echter klein om de volgende redenen:

- Voor het bepalen van de effectafstanden als gevolg van heigeluid bij bruinvissen is uitgegaan van ongewogen breedband geluidsniveaus. Dit betekent dat alle frequenties worden meegenomen, ook de lagere frequenties waar bruinvissen niet of minder gevoelig voor zijn. Met de nu uitgevoerde berekeningen worden de daadwerkelijk optredende effectafstanden dus waarschijnlijk overschat. Heigeluid bevat relatief veel laagfrequent geluid en juist bij die lagere frequenties (< 1 kHz) blijkt het model het propagatieverlies te overschatten en dus de geluidsniveaus op grotere afstand te onderschatten.
- Voor het bepalen van de effectafstanden bij zeehonden is uitgegaan van M-gewogen breedband geluid, wat betekent dat vooral frequenties < ca. 100 Hz minder zwaar wegen (zie Fig. 1 Southall e.a. 2007). Daarboven worden frequenties tot ca. 10 kHz even zwaar meegewogen. Dit betekent dat alle frequenties in het heigeluid m.u.v. de zeer lage frequenties even zwaar meewegen en dat de resultaten van de modelberekeningen ook voor zeehonden conservatief zijn. Een eventuele onderschatting van de geluidsniveaus op grotere afstanden zullen daarmee naar alle waarschijnlijkheid geen grote fout in de schatting van de effectafstanden opleveren.
- Bij het bepalen van de effectafstanden voor bruinvissen en zeehonden is het gemiddelde genomen van de resultaten van de geluidberekeningen voor gemiddelde wind en voor windstille omstandigheden. Dit is dus een meer *worst case* situatie dan de gemiddelde omstandigheden.
- De bij windpark Gemini gevonden onderschatting van de geluidsniveaus bij de grotere palen en grotere waterdiepte is waarschijnlijk niet van toepassing voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, waar de omstandigheden meer lijken op die bij het Princes Amalia Windpark en Luchterduinen.

Om een indruk te krijgen van de mogelijke invloed van paalpositie op de reikwijdte van het effect is dit voor 8 verschillende locaties in het, in 4 kavels uit te geven windenergiegebied Hollandse Kust Zuid gedaan (Figuur 2-1). Vergeleken met het plangebied voor Borssele is de variatie in waterdiepte binnen het plangebied voor Hollandse Kust Zuid relatief beperkt en hangt vooral af van de positie ten opzichte van de kust (hoe verder, hoe dieper). Om de maximale bandbreedte van effecten in beeld te krijgen is daarom in elk kavel een positie met minimale afstand tot de kust en een positie met maximale afstand tot de kust gekozen. Voor het uitgestrekte kavel IV zijn drie posities onderzocht, waarvan er twee op korte afstand van de kust liggen en de derde op het verst van de kust gelegen punt:

- Kavel I: positie 1 op ca. 20 m en positie 2 op ca. 23 m diepte;
- Kavel II: positie 3 en 4, beide op ca. 21 m diepte;
- Kavel III: positie 5 op ca. 22 m en positie 6 op ca. 21 m diepte;
- Kavel IV: positie 7 op ca. 18 m, positie 8 op ca. 20 m en positie 9 op ca. 21 m diepte.

Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen (zie verder de bij deze notitie als bijlage 1 gevoegde memo van TNO).



Figuur 2-1 Paalposities van windpark Hollandse Kust Zuid waarvoor berekeningen met AQUARIUS zijn uitgevoerd

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op mariene organismen is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat elk van de 4 kavels van windpark Hollandse Kust Zuid uit 63 windturbines van 6 MW of uit 38 windturbines van 10 MW op monopaal funderingen zal bestaan. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur³ duren. Dat betekent dat er in het bouwseizoen maximaal zo'n 126 uur wordt geheid voor alternatief 1 (63 palen x 2 uur) en 76 uur voor alternatief 2 (38 palen x 2 uur). Bij de aanleg zal – als de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden dat toelaten – een zo compact mogelijk heischema worden gehanteerd. Dit houdt in dat eens per etmaal een turbinefundering wordt geheid. Zo kunnen de heiwerkzaamheden onder gunstige omstandigheden in 9 weken (alternatief 1) of in iets meer dan 5 weken (alternatief 2) zijn afgerond. Rekening houdend met mindere weersomstandigheden en/of materiaalpech e.d. is de verwachting dat de heiwerkzaamheden binnen een periode van 4,5 maanden (alternatief 1) of 2,5 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). In Tabel 2-1 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-1 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	63	38
Geïnstalleerd vermogen per turbine	6 MW	10 MW
Netto heitijd per monopaal fundering inclusief korte pauzes	2 uur	2 uur
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden (min-max)	9 – 18 weken	5 – 10 weken

2.2 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.2.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvis 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. Op grond van de resultaten van eerdere, voor 'Ronde 2' windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op

³ Er kan van worden uitgegaan dat bij gebruik van tripod- of jacket-funderingen met een maximale energie van 1.000 kJ zal worden geheid. Per fundering neemt de totale duur van het heien echter toe, omdat per fundering meerdere palen worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale heitijd per fundering zal daarmee 3 – 4,5 uur (tripods) of 4 – 6 uur bedragen (jackets) in plaats van maximaal 2 uur voor een monopaal fundering.

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). Zie verder de uit Heinis en de Jong (2015) overgenomen argumentatie in het Intermezzo Relevante parameters voor effecten heigeluid op populaties.

Hoewel het gebied waarbinnen dieren **PTS** kunnen oplopen veel kleiner is dan het TTS-gebied, is het van belang te berekenen wat de omvang van het gebied onder *worst case* omstandigheden kan zijn. PTS-effecten kunnen namelijk direct doorwerken naar de populatie, omdat niet is uit te sluiten dat dieren met PTS dermate in hun normale functioneren worden gehinderd dat zij voortijdig zullen sterven. Er moet daarom aannemelijk worden gemaakt dat de kans dat dergelijke permanente effecten optreden verwaarloosbaar is of, als dat niet zo is, dat deze door het nemen van mitigerende maatregelen kunnen worden voorkomen.

Intermezzo Relevante parameters voor berekenen effecten heigeluid op populaties

Er is van uitgegaan dat effecten op het gedrag (verstoring/mijding) maatgevend zijn voor de effecten op populaties.

Effecten van TTS zullen niet of verwaarloosbaar doorwerken naar populaties, omdat:

- De voor eerdere passende beoordelingen berekende TTS-onset contouren veel kleiner zijn dan de maximale mijdingscontouren, wat betekent dat het aantal bruinvissen waarvan het gehoor tijdelijk minder gevoelig zal zijn, ook kleiner is dan het aantal verstoorde bruinvissen.
- Mits mitigatie wordt toegepast, waarmee PTS wordt voorkomen (zie hierna) bij alle mogelijk beïnvloede bruinvissen volledig herstel van hun gehoor optreedt. De mate van TTS die de dieren oplopen, hangt af van de locatie waarop zij zich bevinden bij de start van de heiwerkzaamheden: hoe dichterbij de geluidsbron hoe groter de TTS (en hoe langer het duurt voordat de TTS is hersteld). Het aantal dieren dat zich binnen een contour met relatief hoge geluidsniveaus bevindt, is echter beperkt vanwege het feit dat de oppervlakte binnen een bepaalde geluidscoutour kwadratisch toeneemt met de afstand. Bij verreweg de meeste dieren treedt daarom herstel op binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien. Ter illustratie: binnen het hele oppervlak van waarbinnen bruinvissen TTS kunnen oplopen, is dat voor slechts de helft van de dieren binnen dat oppervlak gedurende meer dan een uur (afgeleid uit berekeningen van TNO, zie tabel 6 in de bijlage).
- De effectafstanden voor TTS in werkelijkheid waarschijnlijk veel kleiner zijn tot nu toe berekend. De gehanteerde drempelwaarde voor 'TTS-onset' voor bruinvissen is namelijk gebaseerd op resultaten van een experimentele blootstelling van bruinvissen aan een airgun door Lucke et al. (2009). Het betreft de geluidsdosis (SEL_{cum}) waarbij een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel van 6 dB is gemeten (dat betekent dus dat het gehoor 6 dB minder gevoelig is). Uit de resultaten van recent onderzoek van SEAMARCO blijkt echter dat met nagespeeld heigeluid een geringe TTS van 2,3 – 4 dB bij bruinvissen pas kan worden aangetoond bij een SEL_{cum} van 180 dB re 1 μPa^2s [Kastelein et al, 2014]. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de drempelwaarde van SEL_{cum} van 164 dB re 1 μPa^2s waarvan in de berekeningen is uitgegaan.
- De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, niet in het frequentiegebied liggen 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, 2014]. Een statistisch significante TTS kon alleen bij frequenties van 4 kHz en 8 kHz worden aangetoond, maar bij de gemeten frequenties daarboven (16 kHz en 125 kHz, de echolocatie frequentie) en daaronder (2 kHz) niet. Opvallend is dat bij frequenties waarin zich de meeste geluidsenergie van het aangeboden heigeluid bevindt, te weten de 600 – 800 Hz frequentieband, geen TTS optreedt. Deze waarnemingen zijn van belang bij de beoordeling van de ecologische relevantie van een voorspelde gehoordrempelverschuiving. Een (tijdelijke) gehoordrempelverschuiving in het laagfrequentie deel van het gehoorspectrum is voor

bruinvissen voor het foerageren waarschijnlijk veel minder relevant dan in het hoogfrequente deel. Hoogfrequente geluiden van rond 125 kHz en de hoorbaarheid daarvan zijn voor deze soort namelijk van essentieel belang bij het vinden van prooien (echolocatie).

Met betrekking tot de mogelijke effecten van PTS is ervan uitgegaan dat deze effecten door het nemen van mitigerende maatregelen zullen worden voorkomen. Uit de voor verschillende windparken uitgevoerde berekeningen blijkt dat de afstand waarbinnen bruinvissen PTS zouden kunnen oplopen relatief klein is. Dit betekent dat het effect waarschijnlijk kan worden voorkomen door met een 'soft start' te heien en een 'acoustic deterrent device' (ADD)⁴ in te zetten. Hiermee kunnen bruinvissen tot op een afstand die groter is dan de PTS-contour worden verjaagd. De PTS-afstanden zullen verder afnemen door de toepassing van de, naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm.

2.2.2 Drempelwaarden

Drempelwaarden voor het optreden van een gedragsrespons (mijding/verstoring) en PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Tabel 2-1 bevat een overzicht van de criteria die bij het bepalen van effecten op bruinvissen en zeehonden van belang zijn met de bijbehorende waarden. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een gedragsverandering optreedt (mijding/verstoring). Voor effecten op het gehoor (PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, i.e. de 'optelsom' van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL). Voor de argumentatie bij de in de tabel opgenomen waarden wordt verwezen naar het in hoofdstuk 2 van Heinis en de Jong (2015) opgenomen Intermezzo Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren.

Tabel 2-2: Drempelwaarden voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL₁ = geluidsdosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{CUM} = geluidsdosis door een zwemmend dier ontvangen als gevolg van het heien van de gehele paal; SEL_{1/CUM,w} = M-gewogen SEL voor zeehonden in water (zie Southall et al. 2007)

Soort	type effect	waarde	bron
Bruinvis	Gedragsrespons*	SEL ₁ > 140 dB re 1 μPa ² s	Heinis, de Jong & Werkgroep onderwatergeluid, (2015)
	PTS-onset	SEL _{CUM} > 179 dB re 1 μPa ² s	TTS-onset uit Lucke e.a. (2009) + 15 dB
Zeehonden	Gedragsrespons*	SEL _{1,w} > 145 dB re 1 μPa ² s	SEAMARCO 2011
	PTS-onset	SEL _{CUM,w} > 186 dB re 1 μPa ² s	Southall e.a. (2007)

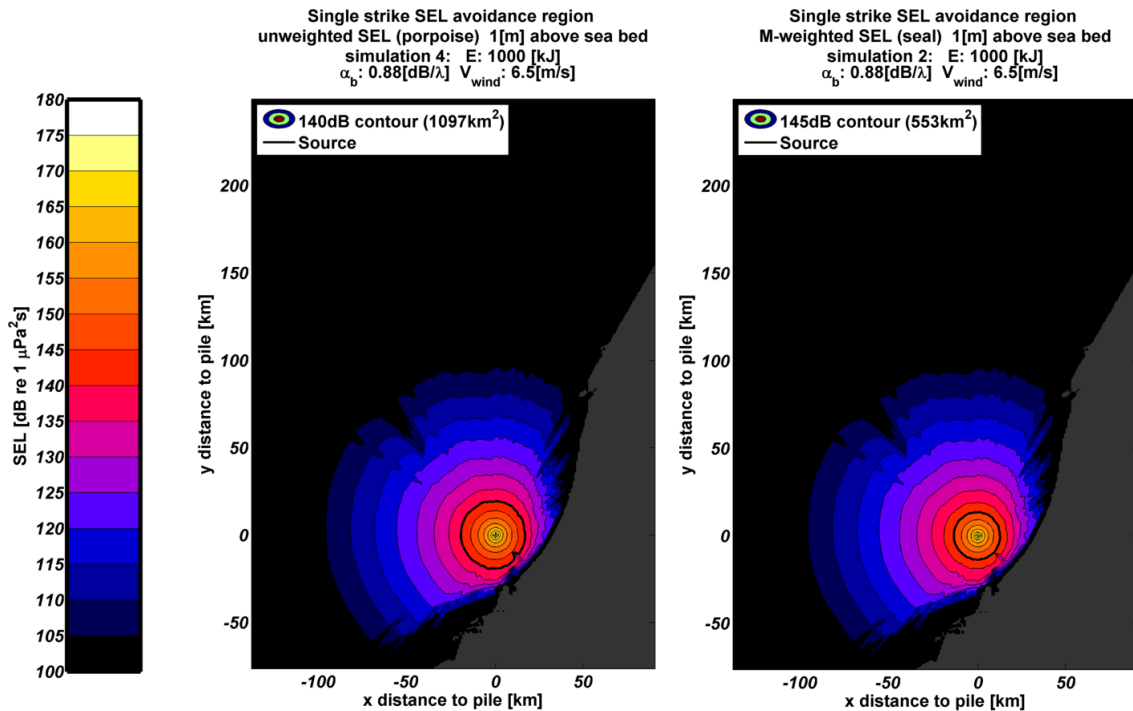
* Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall e.a. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

2.2.3 Toepassen drempelwaarden bij bepalen van oppervlakten beïnvloed gebied

De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsimmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL₁). Vervolgens is voor

⁴ Omdat ADD's geluid in een ander frequentiegebied produceren dan heigeluid is de kans op cumulatieve effecten op het gehoor verwaarloosbaar.

bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor de significante **gedragsrespons** (verstoring/mijding) worden overschreden. Dit leidt tot een verstoringscontour met een soms grillige vorm, wat vooral het gevolg is van variaties in de waterdiepte (zie Figuur 2-2).



Figuur 2-2 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van 1.000 kJ op paalpositie 5 (kavel III). Windsnelheid 6,5 m/s. De heilocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen (links) en zeehonden (rechts). Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.

Daarnaast is berekend welke (cumulatieve) geluidbelasting bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid van de heilocatie bevinden en vervolgens met een bepaalde snelheid wegzwemmen zouden kunnen oplopen tijdens het heien van één paal. De totale geluidbelasting die het dier door de cumulatieve energie van alle heiklappen voor één fundering daarbij ondervindt (SEL_{CUM}), is vergeleken met grenswaarden waarboven het geluid tot een **permanente verhoging van de gehoordrempel** (PTS) bij bruinvissen en zeehonden zou kunnen leiden.

Er zijn daarbij de volgende uitgangspunten gehanteerd:

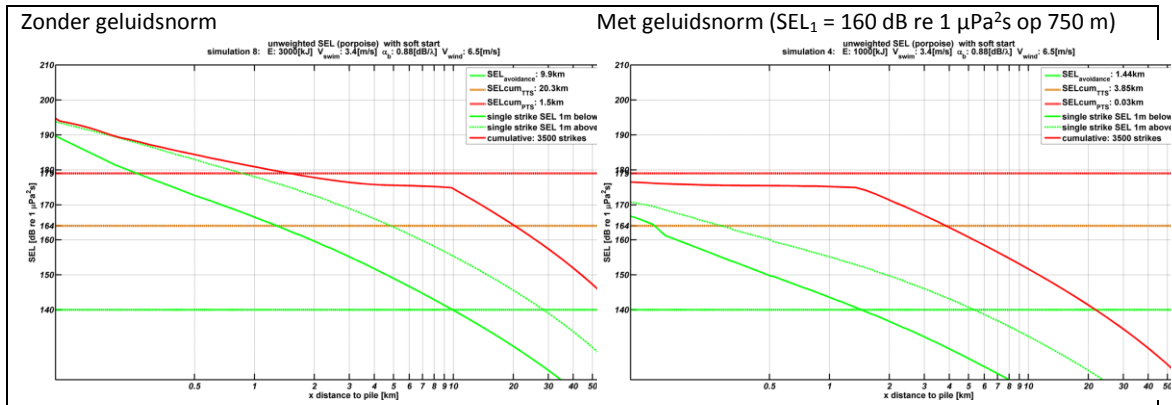
- Er wordt geheid volgens een realistisch 'soft start' scenario (zie § 2.1 en bijlage 1) mét en zonder een geluidsnorm (SEL₁ = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m);
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluidsdoses als gevolg van het heien van een hele paal (SEL_{CUM}) is uitgegaan van de resultaten van modelberekeningen met het door TNO ontwikkelde propagatiemodel AQUARIUS; de berekeningen zijn uitgevoerd voor windsnelheden van 0 m/s en 6,5 m/s (gemiddelde windcondities) en realistische schattingen van overige omgevingsparameters;

- Voor de berekening van de oppervlakten waarbij PTS kan optreden, is uitgegaan van een cirkel (πr^2) bij een uniforme waterdiepte van 23 m (maximale waterdiepte in het plangebied). In werkelijkheid zullen de oppervlakten kleiner zijn i.v.m. ondieper water richting kustzone.
- Dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen de contour bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring/mijding wordt overschreden, bevinden zich bij de bodem en zwemmen na twee klappen naar het wateroppervlak, om het gebied vervolgens te verlaten door in een rechte lijn van de geluidsbron weg te zwemmen. Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 3,4 m/s en voor zeehonden van 4,9 m/s. Deze waarden zijn aan de hand van diverse bronnen vastgesteld in de eerdergenoemde Werkgroep Onderwatergeluid.

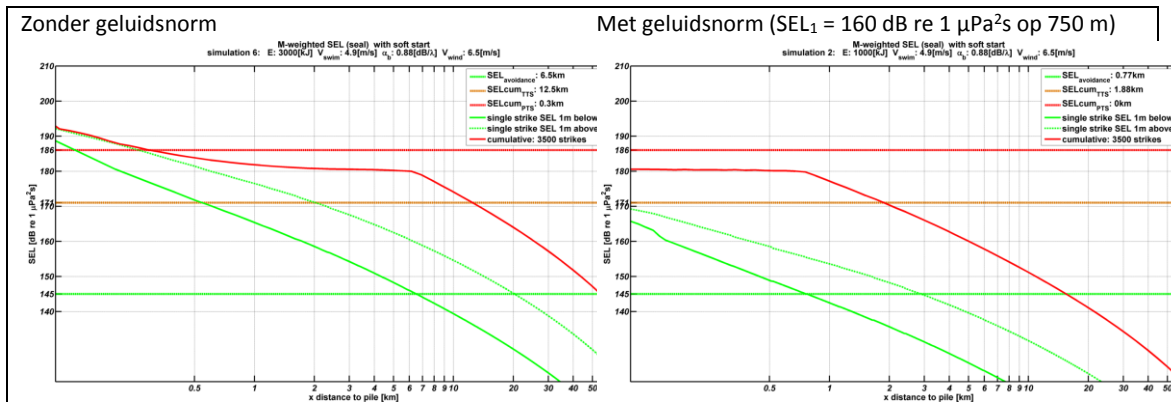
Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden is voor alle kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid één *worst case* situatie doorgerekend. Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied voor windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voorkomende diepte van 23 m wordt geheid en dat deze diepte constant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden. De berekeningen zijn uitgevoerd voor situaties met en zonder toepassen van een (maximale) geluidsnorm ($SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s op } 750 \text{ m}$).

Onderstaande figuren bevatten de resultaten van de berekeningen voor de situatie met gemiddelde windsnelheid en een hei-energie van 3.000 kJ voor bruinvissen (Figuur 2-3) en zeehonden (Figuur 2-4). De figuren geven de berekende verdeling van de SEL_1 op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve). De SEL_{CUM} waaraan het dier wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundering bij een hei-energie van 3.000 kJ en gemiddelde windcondities wordt weergegeven door de rode doorgetrokken lijn). Op de x-as staat de afstand tot de paal waarop een dier zich bij aanvang van het heien op 1 m van de waterbodem bevindt (*worst case* uitgangspositie). De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor een significante gedragsrespons (groen) en PTS-onset (rood) voor bruinvissen (zie ook Tabel 2-2). Het snijpunt van de rode lijn met de rode stippellijn geeft de 'PTS-afstand'.

Uit de figuren kan worden afgelezen dat bij gemiddelde windsnelheid en een hei-energie van 3.000 kJ bij bruinvissen PTS kan optreden als zij zich bij aanvang van heien zonder toepassen van een geluidsnorm binnen 1,5 km van de heilocatie bevinden. Voor zeehonden bedraagt deze afstand 0,3 km. Als een (strenge) geluidsnorm van $SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast zal bij deze soorten geen PTS optreden.



Figuur 2-3 Berekende verdeling van de SEL₁ op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken curve) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de SEL_{CUM} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie bij een hei-energie van 3.000 kJ en gemiddelde windcondities (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop een dier zich bij aanvang van het heien op 1 m van de waterbodem bevindt (*worst case* uitgangspositie). De horizontale lijnen tonen de niveaus van de drempelwaarden voor een significante gedragsrespons (groen) en PTS-onset (rood) voor bruinvis (zie ook Tabel 2-2). Het snijpunt van de rode lijn met de rode stippellijn geeft de 'PTS-afstand'. Deze bedraagt ca. 1,5 km als geen geluidsnorm wordt toegepast. Als wel een (streng) geluidsnorm wordt toegepast, treedt geen PTS op.



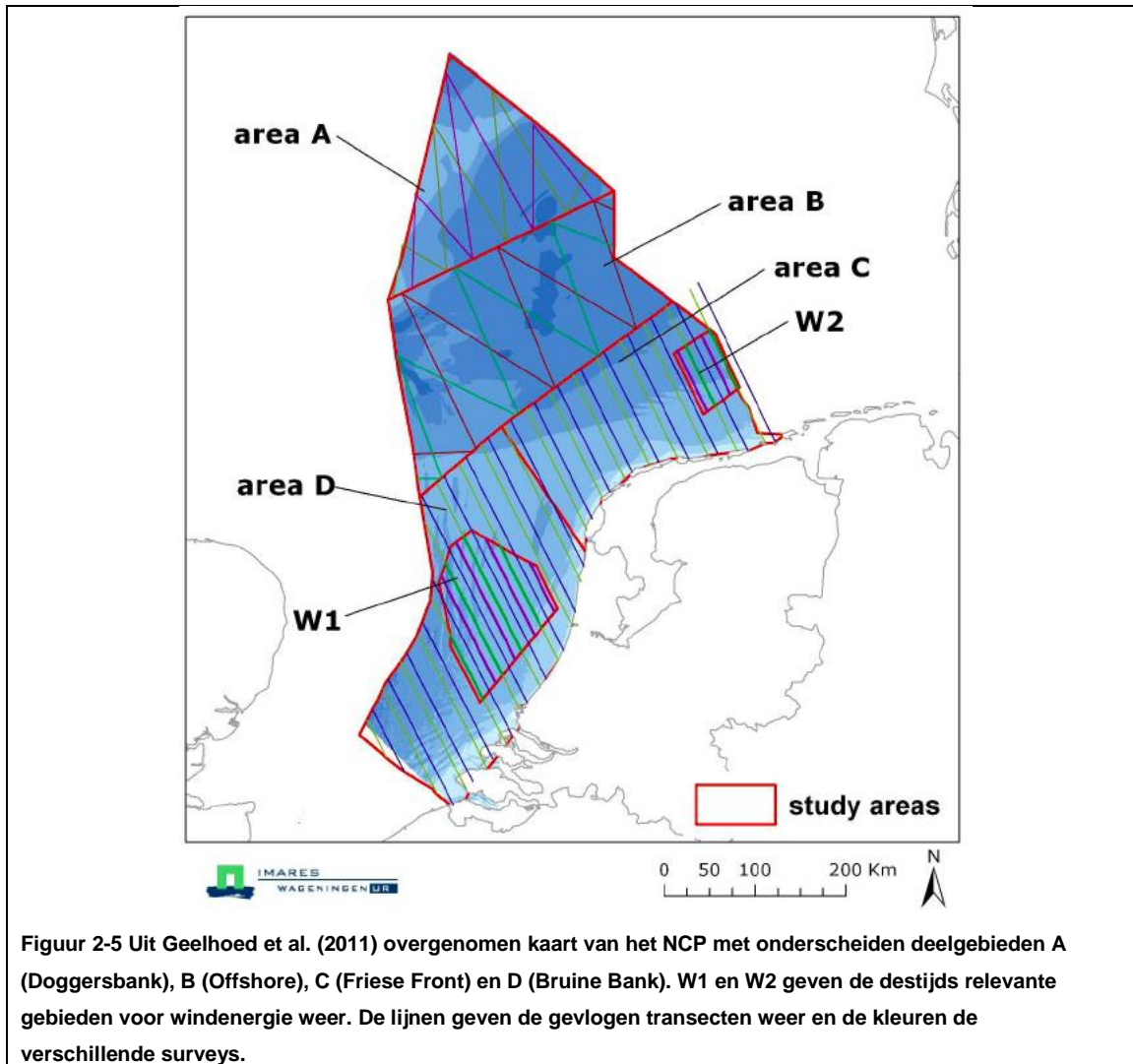
Figuur 2-4 Als Figuur 2-3 voor zeehonden. Als geen geluidsnorm wordt toegepast, bedraagt de 'PTS-afstand' 0,3 km. Als wel een (streng) geluidsnorm wordt toegepast, treedt geen PTS op.

2.2.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

Bij het berekenen van het aantal door heigeluid beïnvloede dieren is ervan uitgegaan dat dit alle dieren betreft die aanwezig zijn binnen de contour waar de drempelwaarde voor verstoring/mijding in de onderste helft van de waterkolom wordt overschreden (*worst case*). Met de lagere geluidniveaus nabij het wateroppervlak (hoger in de waterkolom treedt meer uitdoving op dan dieper in de waterkolom) wordt bij de schatting van effectafstanden geen rekening gehouden, in de veronderstelling dat zeezoogdieren in hun normale (foerageer)gedrag worden verstoord als ze niet van de hele waterkolom gebruik kunnen maken. Daarnaast is ervan uitgegaan dat de verstoring voor alle dieren die zich bij aanvang van de geluidproductie binnen

deze contour bevinden even lang duurt. Dit betekent dus dat een dier dat zich bij de start van het heien dichtbij de geluidsbron bevindt net zo lang verstoord blijft als een dier dat zich veel verder bevindt. Er zijn uit Duits en Deens veldonderzoek bij de bouw van windparken aanwijzingen dat deze aannames sterke simplificaties van de werkelijkheid zijn (zie overzicht in Heinis & de Jong, 2015). Voornamelijk is het echter niet mogelijk om op basis van deze waarnemingen meer realistische aannames te doen.

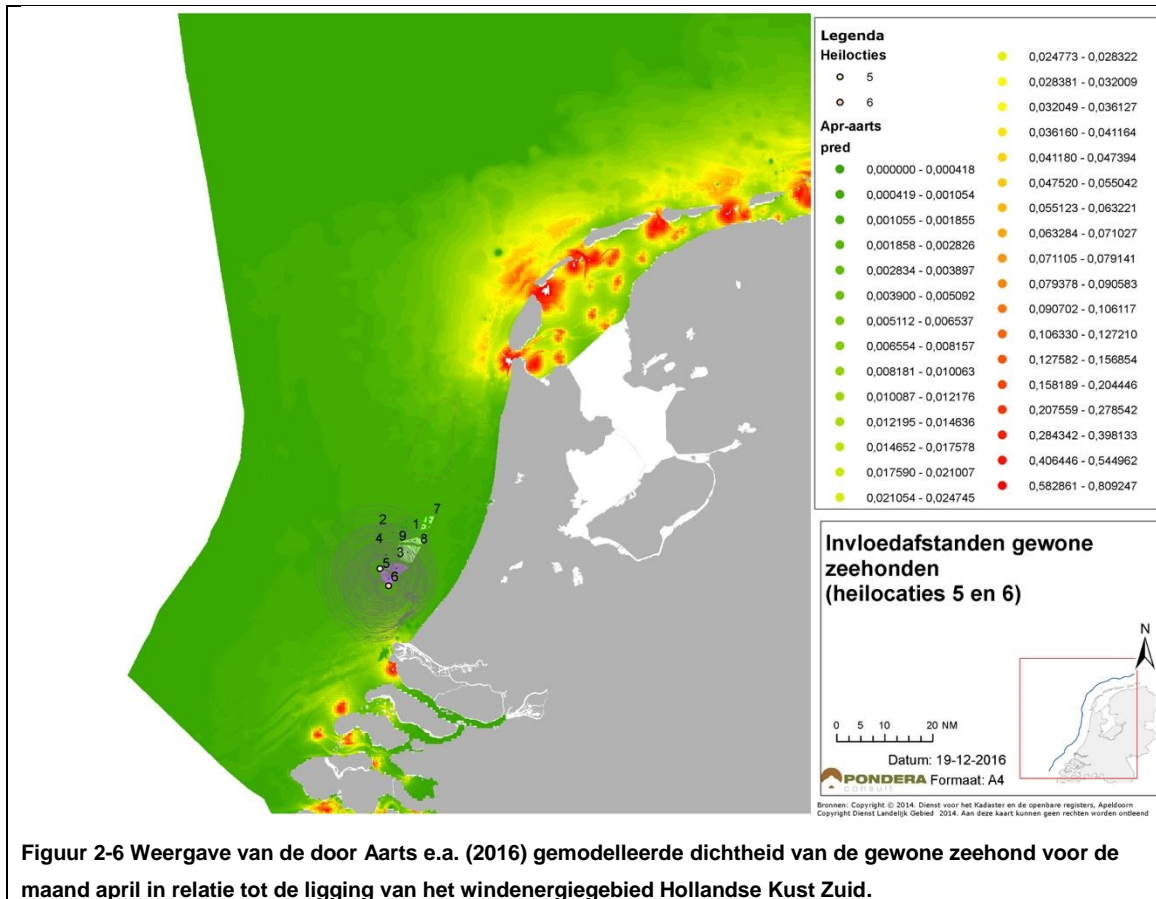
Voor **bruinvissen** is voor elk van de paalposities het aantal door heigeluid verstoorde dieren berekend door het, over de twee berekende windcondities gemiddelde verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met de gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. Bij de berekening is uitgegaan van de resultaten van vliegtuigtellingen die zijn gerapporteerd door Geelhoed et al. (2011, 2014). Daarbij is voor de dichtheid in het plangebied voor het windpark Hollandse Kust Zuid uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid in deelgebied D (zie Figuur 2-5). Deze bedragen respectievelijk 1,174 individuen per km² voor de periode januari – mei, 0,484 individuen per km² voor de periode juni – augustus en 0,398 voor de periode september – december. Rond de schattingen ligt een bandbreedte van ± 50% rond het gemiddelde. Volgens Geelhoed et al. (2011) geven de schattingen een realistisch beeld van de (variatie) in dichtheden van bruinvissen in laatste jaren. Uit figuur 3.9.3 in Arts (2012) blijkt dat de gemiddelde dichtheid van bruinvissen op het NCP in de periode 2005 – 2011 min of meer is gestabiliseerd, na een sterke trendmatige toename in de periode ervoor.



Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de kaarten van Aarts e.a. (2016) waarin voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus de dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden is gemodelleerd. In Figuur 2-6 is als voorbeeld de kaart van de maand april weergegeven. De kleuren in de kaart geven de dichtheid per km² weer (zie Intermezzo Schatting van aantal verstoorde zeehonden voor procedure).

Intermezzo Schatting van het aantal verstoorde zeehonden

De kaarten van Aarts e.a. (2016) geven voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus weer hoe de Nederlandse Gewone zeehonden over het NCP zijn verdeeld. Het NCP is daarbij opgedeeld in gridcellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke gridcel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is. Voor het berekenen van het aantal (per maand) verstoorde zeehonden zijn de door TNO voor zeehonden berekende verstoringcontouren op de door Aarts aan PONDERA geleverde GIS-kaarten geprojecteerd. Per paalpositie gaat het om vier contouren, te weten twee hei-energieën (1.000 en 3.000 kJ) en twee windomstandigheden (gemiddelde wind en geen wind). Het totale aantal dieren dat zich op enig moment binnen de begrenzing van een verstoringcontour bevindt, is berekend door de waarden van de gridcellen binnen de betreffende contour bij elkaar op te tellen.



Figuur 2-6 Weergave van de door Aarts e.a. (2016) gemodelleerde dichtheid van de gewone zeehond voor de maand april in relatie tot de ligging van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid.

2.2.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de 'Ronde 3' windparken, waaronder de windparken van Hollandse Kust Zuid voortgeborduurd op de aanpak die begin 2013 is ontwikkeld. In feite is de toen ontwikkelde, op enkele onderdelen getalsmatige aangepaste redeneerlijn aangevuld met een 'populatiemodule' waarmee cumulatieve effecten van impulsief geluid beter kunnen worden gekwantificeerd. Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn en dat wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor **bruinvissen** is ervoor gekozen gebruik te maken van het Interim PCoD model van SMRU Marine (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. Bovendien is het Interim PCoD model het enige, op dit moment operationele instrument om effecten op populaties te

kwantificeren⁵. In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsverandering 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 draaien 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 numeriek schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven (zie Heinis & de Jong (2015) voor een algemene beschrijving en Harwood et al. 2014 voor details).

Onder regie van de Werkgroep Onderwatergeluid is de gevoeligheid van het Interim PCoD model voor variaties in diverse factoren onderzocht. Voor de resultaten daarvan wordt verwezen naar Heinis & de Jong (2015). De uitkomsten laten zien dat er een verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie op de Noordzee. De volgende benaderingsformule geeft het verband weer als van een 95% zekerheid wordt uitgegaan (= 5% kans dat de berekende populatiereductie groter is):

$$Populatiereductie = \left(\left(\frac{1}{11,03 * bvdd} \right)^3 + \left(\frac{1}{0,8 * vulpop} \right)^3 \right)^{-\frac{1}{3}}$$

De populatiereductie is uitgedrukt in het aantal individuen, *bvdd* is het aantal bruinvisverstoringsdagen en *vulpop* is het aantal individuen in de *vulnerable subpopulation*.

Het totale aantal **bruinvisverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal **verstoringsdagen**. In principe wordt er in het PCoD model van uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) als één verstoringsdag telt. Dit is een pragmatische keuze. Uit de nu bekende informatie over de duur van de verstoring komt namelijk nog geen eenduidig beeld naar voren. Het **aantal mogelijk verstoorde bruinvissen per dag** wordt berekend door het berekende verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de dichtheid van de onverstoorde populatie rond het berekende verstoringsoppervlak. Voor de meest actuele dichtheidsschatting van bruinvissen is gebruik gemaakt van de door Geelhoed et al. (2011, 2014) gerapporteerde resultaten van vliegtuigtellingen.

Voor **zeehonden** zijn eventuele cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populatie nog niet gekwantificeerd, vooral als gevolg van de beperkte tijd die voor de werkzaamheden van de Werkgroep Onderwatergeluid in 2014 beschikbaar was. De *focus* van het onderzoek is op de

⁵ Een ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POrpoise population in the North Sea), is in ontwikkeling (Van Beest e.a., 2015, Nabe-Nielsen e.a., 2014). Het is niet bekend wanneer het model beschikbaar is voor algemene toepassing.

bruinvis gelegd, omdat werd ingeschat dat de kans dat de populatie van deze soort cumulatieve effecten van impulsief geluid ondervindt groter is dan de kans dat dat bij zeehonden gebeurt. Bruinvissen reageren namelijk gevoeliger op geluid én hebben een grotere kans aan impulsief geluid door heien te worden blootgesteld dan zeehonden. Op de locaties waar de activiteiten zijn gepland is de gemiddelde dichtheid van bruinvissen namelijk veel groter dan die van de twee, vooral in kustwateren voorkomende zeehondensoorten.

De motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model is dat gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al. 2014, Costa 2012). Een, op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is echter niet op korte termijn beschikbaar. Voor zeehonden is daarom uitgegaan van de in 2013 ontwikkelde, op onderdelen iets aangepaste en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties (zie Heinis & de Jong, 2015). Bij de berekening van de mogelijke effecten op Gewone zeehonden is voor kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bovendien voor het eerst gebruik gemaakt van een geactualiseerde verspreidingskaart (zie § 2.2.4).

2.3 BEOORDELING VAN EFFECTEN

In 2015 is door de Nederlandse overheid het 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC) gepubliceerd. Het bestaat uit een algemene Methodebeschrijving (deelrapport A) en drie Bijlagerapporten (Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op Zee, Imares onderzoek Cumulatieve effecten Vogels en Vleermuizen, TNO/HWE-onderzoek Cumulatieve effecten zeezoogdieren). Het KEC reikt een methode aan om voor relevante soortgroepen de cumulatieve effecten van Windenergie op Zee te bepalen en te beoordelen. De effecten worden getoetst aan de biogeografische populatie, zodat een beeld wordt verkregen van het effect op de staat van instandhouding van de betreffende soorten. Eventueel te constateren significante gevolgen op populatieniveau van de Nederlandse Noordzee zijn naar rato om te slaan naar de betreffende Natura 2000-gebieden. Uit eerdere, voor het windenergiegebied Borssele uitgevoerde berekeningen bleek dat significante gevolgen op de bruinvispopulatie niet konden worden uitgesloten (Grontmij & Pondera, 2015). Daarom zijn in 2015 door TNO berekeningen uitgevoerd op grond waarvan het effect van het toepassen van verschillende geluidsnormen op de bruinvispopulatie kon worden bepaald.

Uit onderzoek blijkt dat van de groep zeezoogdieren in de context van de zuidelijke Noordzee de bruinvispopulatie het meest gevoelig is voor verstoring door het aan windparken gerelateerde onderwatergeluid. Dit komt vooral doordat de dichtheid van deze soort op de locaties waar activiteiten zijn gepland ten opzichte van de andere relevante soorten (m.n. zeehonden) het hoogst zijn. Daarnaast reageren individuele bruinvissen gevoeliger op onderwatergeluid dan zeehonden. Om deze redenen wordt verondersteld dat wanneer de bruinvis voldoende

beschermd wordt, er ook voldoende bescherming wordt geboden aan de overige soorten zeezoogdieren en is de methode vooral gericht op het bepalen van effecten op de bruinvispopulatie.

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van onderwatergeluid is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van bruinvissen in het geding komt. Recente berekeningen (Scheidat e.a. 2013) laten zien dat volgens de methode van PBR de acceptabele grens voor het NCP ligt op 272 dieren/jaar voor alle activiteiten. Dit is echter de directe sterfte en hierin is geen rekening gehouden met het mogelijke effect van verminderde reproductie. Daarom wordt voor acceptabele grenzen aan effecten op zeezoogdieren vooral gekeken naar het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas). Het interim doel van ASCOBANS voor bruinvissen is om de populatie op minimaal 80% van de draagkracht te houden. Wat deze populatieomvang is, is niet nader gedefinieerd. Daarom wordt vooralsnog uitgegaan van de omvang van de huidige populatie, die op het Nederlandse deel van de Noordzee volgens Scheidat en gebaseerd op Geelhoed e.a. (2011 en 2014) in de periode 2010 t/m 2014 uit gemiddeld 51.000 dieren bestond.

Mede op grond van het tussentijdse advies van de commissie MER op het concept MER voor de kavels I en II van het Borssele windpark is besloten om voor een acceptabele grens van een hoger percentage dan 80% van de huidige populatie uit te gaan gegaan, zolang er sprake is van een matig ongunstige staat van instandhouding (Camphuysen & Siemensma, 2011). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie is dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de huidige bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de 10 offshore windparken van het SER-akkoord met niet meer dan 5% afneemt. Dit betekent dat de berekende populatieafname per windpark/kavel niet meer dan **255** dieren mag bedragen ($0,05 \times 51.000 / 10$). De totale reductie komt daarmee neer op 2.550 dieren, die als gevolg van de aanleg van het SER-akkoord (windenergie op zee) maximaal over een periode van 5 jaar mag optreden.

3 Effecten van aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in twee alternatieve opstellingen. In dit kavel zijn voor twee, in waterdiepte verschillende locaties berekeningen uitgevoerd, te weten paalpositie 5 met een waterdiepte ca. 22 m en paalpositie 6 met een waterdiepte van ca. 21 m (zie Figuur 2-1 voor locaties). De paalposities en alternatieven zijn zo gekozen dat de weergegeven resultaten naar verwachting de maximale bandbreedte weergeven van mogelijke effecten van de aanleg van windturbines in dit kavel. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten van het heien van funderingen in kavel I aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Natuurbeschermingswet.

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

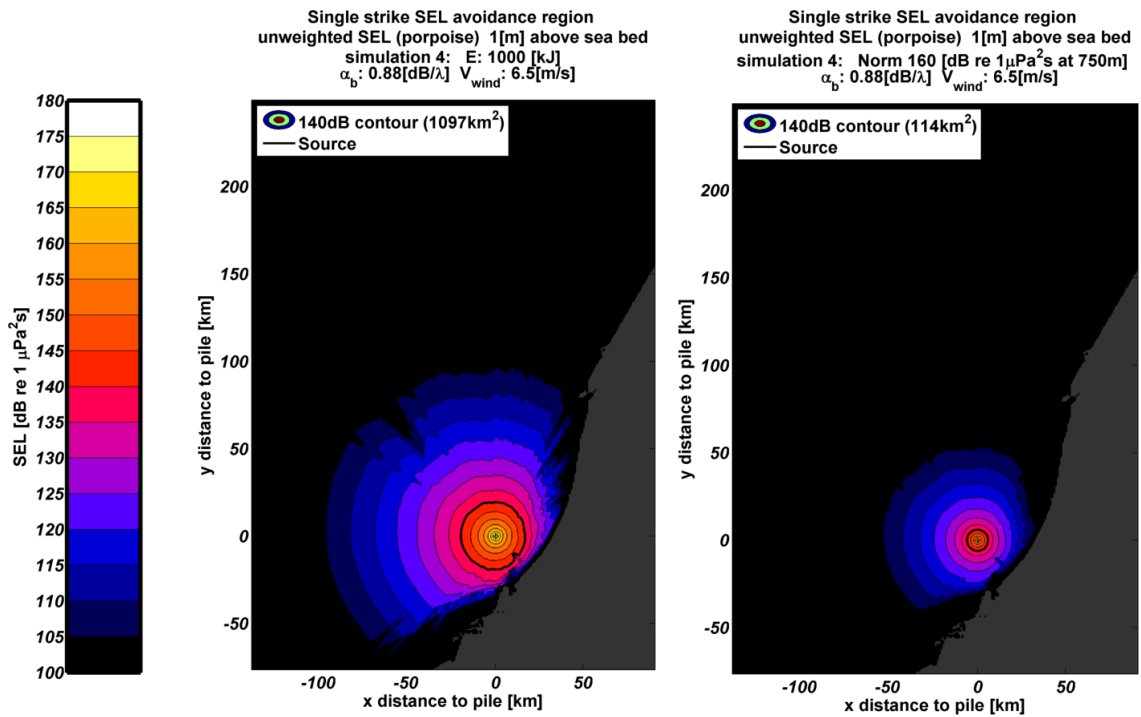
Effecten op het gedrag van bruinvissen

Voorbeelden van de door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op een van de twee onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 3-1 (1.000 kJ) en in Figuur 3-2 (3.000 kJ). In de figuren is links de verdeling weergegeven voor de situatie dat het brongeluid in het geheel niet wordt beperkt en rechts in het geval dat een strenge norm $SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m van wordt toegepast⁶. In beide gevallen is uitgegaan van gemiddelde windcondities (6,5 m/s). Onder windstille omstandigheden is de oppervlakte verstoord gebied 1,5 tot 2 maal zo groot. In de figuren is met de zwarte lijn de contour weergegeven waar de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons voor bruinvissen wordt overschreden.

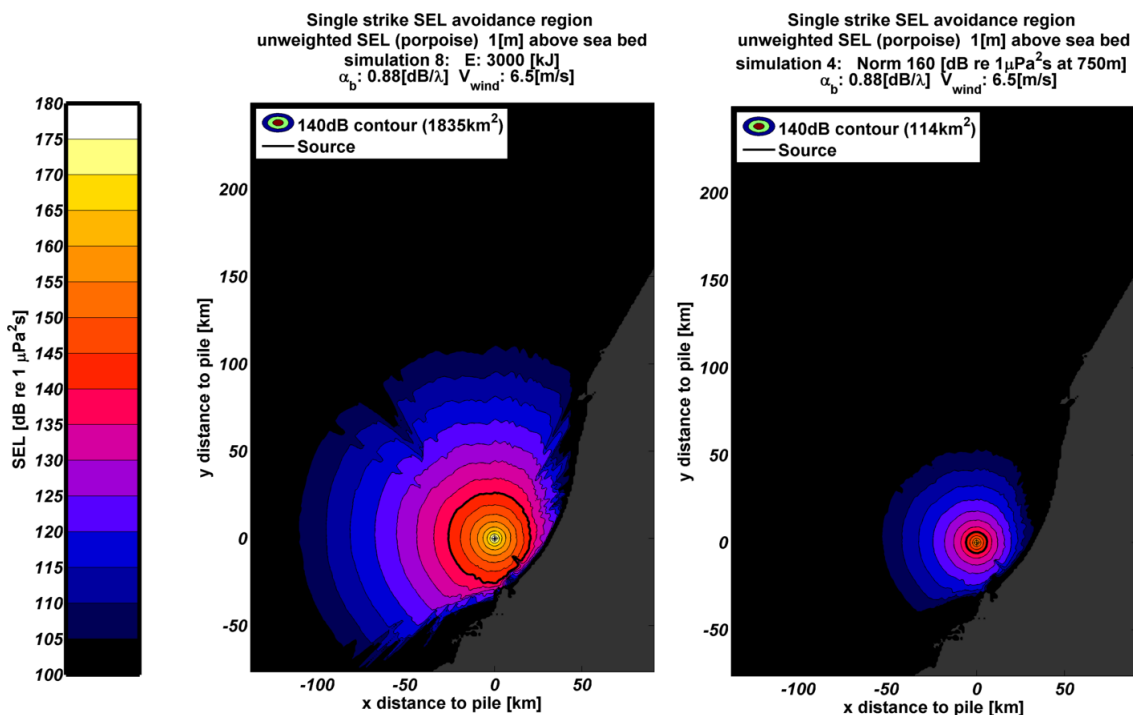
Uit de figuren is af te leiden dat tijdens het heien van kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bij gemiddelde windsnelheden voor bruinvissen 114 – 1.097 km² verstoord gebied kan ontstaan als de hei-energie 1.000 kJ bedraagt en dat dat 114 – 1.853 km² is als met een energie van 3.000 kJ wordt geheid. De hier getoonde maximale oppervlakten zullen niet worden gehaald als een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm zal worden opgelegd. De maximale oppervlakte, voor bruinvissen (onder windstille omstandigheden) verstoord gebied zal in dat geval tussen 970 km² (alternatief 1, 63

⁶ In het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt de strengste norm iets hoger en bedraagt $SEL_1 = 163 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij deze geluidsnorm is het oppervlak binnen deze contour dus iets groter, te weten 153 km².

funderingen) en 1.722 km² komen te liggen (alternatief 2, 38 funderingen). Dit is in het seizoen (september – december) waarin de minst strenge norm van kracht is (zie Tabel 3-9).



Figuur 3-1 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van 1.000 kJ op paalpositie 5 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De heilocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.



Figuur 3-2 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van (3.000 kJ) op paalpositie 5 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Zie verder bijschrift bij Figuur 3-1.

De berekende effecten van de constructie van kavel III op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2. Bij deze berekeningen is ervan uitgegaan dat, met uitzondering van een ‘soft start’ procedure⁷ geen geluidsbepurende maatregelen worden getroffen.

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien zonder geluidsreducerende maatregelen voor de aanleg van alternatief 1 (63 funderingen met hei-energie 1.000 kJ) voor kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen. Weergegeven zijn de effecten van heien op twee paalposities die maximaal verschillen in diepte en afstand tot de kust (positie 5, ver van de kust, diepte ca. 22 m; positie 6, dichtbij de kust, diepte ca. 21 m). Zie Figuur 2-1 voor paalposities. Rood: overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 255 dieren per park; groen: geen overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS).

Alternatief 1 (63 turbines)	Jan – mei		Jun – aug		Sep - dec	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km²)	1.559	1.353	1.559	1.353	1.559	1.353
Bruinvisen binnen contour (n)	1.830	1.588	755	655	620	538
Dierversoringsdagen	115.307	100.071	47.537	41.256	39.090	33.925
Populatiereductie NCP	1.272	1.104	524	455	431	374

⁷ De ‘soft start’ procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (38 funderingen met hei-energie 3.000 kJ)

Alternatief 2 (38 turbines)	Jan – mei		Jun – aug		Sep - dec	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	2.704	2.308	2.704	2.308	2.704	2.308
Bruinvissen binnen contour (n)	3.174	2.710	1.309	1.117	1.076	919
Dierversoringsdagen	120.631	102.964	49.732	42.449	40.895	34.906
Populatiereductie NCP	1.330	1.136	549	468	451	385

Uit de resultaten blijkt:

- De berekende reductie van de bruinvispopulatie op het NCP is het grootst als voor alternatief 2 in het voorjaar op paalpositie 5 wordt geheid; de reductie bedraagt dan 1.330 dieren (5-percentiel). Voor alternatief 1 is dit 1.272 dieren (5-percentiel). Dit komt overeen met een afname van de populatie op het NCP met 2,5% (alternatief 1) en 2,6% (alternatief 2). Voor de totale Noordzeepopulatie is dit voor beide alternatieven ca. 0,6%.
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de twee onderzochte alternatieven niet substantieel: voor alternatief 2 zijn de effecten gemiddeld genomen 4% groter dan voor alternatief 1; hieruit is af te leiden dat een drievoudige toename van de hei-energie (effect op oppervlakte verstoord gebied) minder sterk doorwerkt dan een 1,7-voudige toename van het aantal funderingen, en daarmee van het aantal bruinverstoringsdagen.
- In het gedeelte van de Noordzee waar het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt, zijn de verschillen in de waterdiepte relatief gering. Hierdoor is de heilocatie een minder belangrijke bepalende factor voor de omvang van het uiteindelijke effect dan in het windenergiegebied Borssele: op paalpositie 5 is het effect ongeveer 15% groter dan op paalpositie 6 (in Borssele ging het om een factor 2).
- Verder is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (maximaal 431 dieren voor alternatief 1 en 451 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar zijn de maximale effecten ongeveer driemaal zo groot.
- Tenslotte is te zien dat de maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park (zie § 2.3) in alle gevallen wordt overschreden.

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen is voor alle kavels één *worst case* situatie doorgerekend (zie § 2.2.3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied voorkomende diepte van 23 m wordt geheid en dat deze diepte contant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Uit de berekeningen blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie 3.000 kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. In het voorjaar, als de

bruinvisdichtheid het hoogst is, gaat het gemiddeld genomen (= afstanden bij gemiddelde en geen wind gemiddeld) om 16 dieren. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Gemiddeld genomen bevinden zich in het voorjaar 3 bruinvissen binnen deze contour. Er kan van worden uitgegaan dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

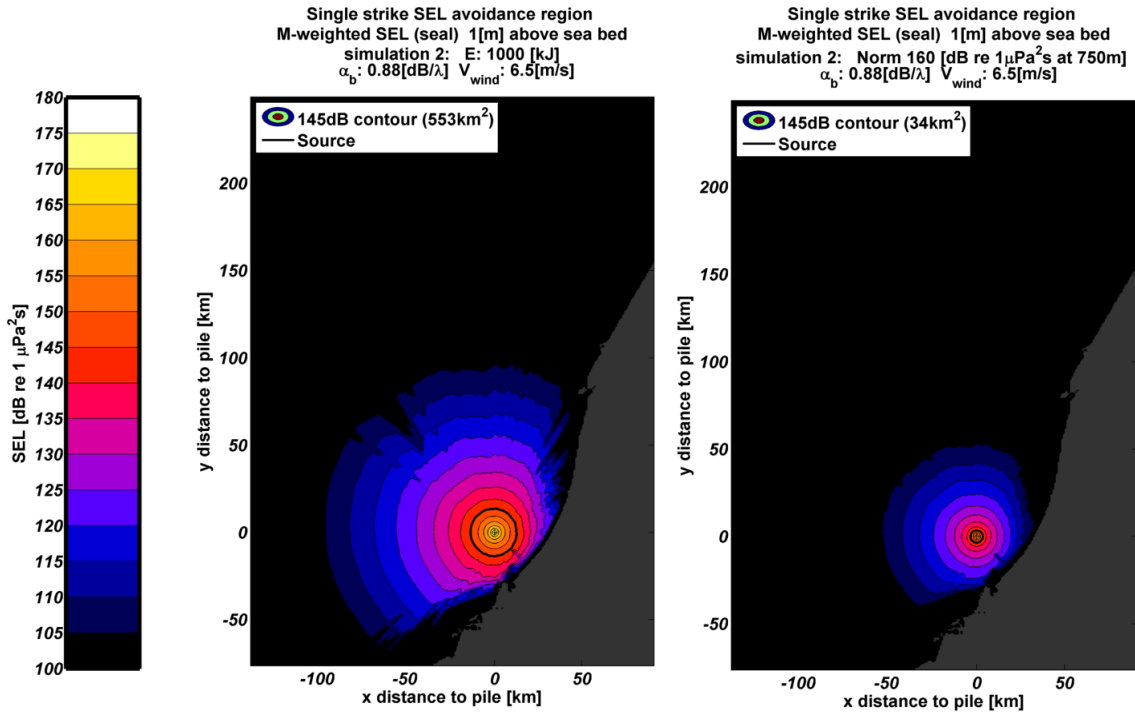
3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

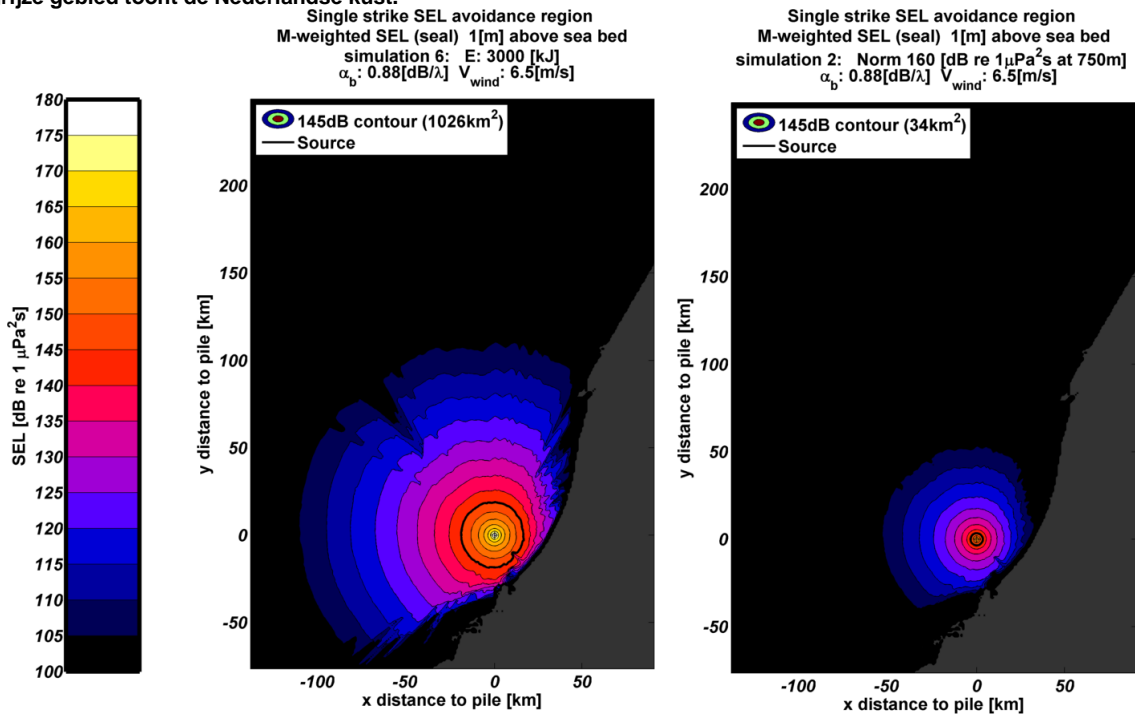
Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren (zie TNO-notitie in bijlage 1). Voorbeelden van de door TNO berekende verdeling van het, voor zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op een van de twee onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 3-3 (1.000 kJ) en in Figuur 3-4 (3.000 kJ). In de figuren is links de verdeling weergegeven voor de situatie dat het brongeluid in het geheel niet wordt beperkt en rechts in het geval dat een strenge norm van $SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s op } 750 \text{ m}$ wordt toegepast⁸. In beide gevallen is uitgegaan van gemiddelde windcondities (6,5 m/s). Onder windstille omstandigheden is de oppervlakte verstoord gebied 1,5 tot 2 maal zo groot. In de figuren is met de zwarte lijn de contour weergegeven waar de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons voor zeehonden wordt overschreden.

Uit de figuren is af te leiden dat tijdens het heien van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bij gemiddelde windsnelheden voor zeehonden 34 – 553 km² verstoord gebied kan ontstaan als de hei-energie 1.000 kJ bedraagt en dat dat 34 – 1.026 km² is als met een energie van 3.000 kJ wordt geheid. De hier getoonde maximale oppervlakten zullen echter niet worden gehaald, omdat een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm zal worden opgelegd. De maximale oppervlakte van het voor zeehonden (onder windstille omstandigheden) verstoorde gebied zal in dat geval tussen 408 km² (alternatief 1, 63 funderingen) en 792 km² komen te liggen (alternatief 2, 38 funderingen). Dit is in het seizoen (september – december) waarin de minst strenge norm van kracht is (zie Tabel 3-9).

⁸ In het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt de strengste norm iets hoger en bedraagt $SEL_1 = 163 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij deze geluidsnorm is het oppervlak binnen deze contour dus iets groter, te weten 52 km².



Figuur 3-3 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van 1.000 kJ op paalpositie 5 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De heilocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor zeehonden. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.



Figuur 3-4 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van (3.000 kJ) op paalpositie 5 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Zie verder bijschrift bij Figuur 3-3.

Net als voor bruinvissen zijn voor zeehonden in eerste instantie berekeningen uitgevoerd voor een situatie waarin zonder geluidsbeperkende maatregelen wordt geheid. De resultaten van de berekening van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 3-3 en Tabel 3-4. Maximaal gaat het om 32 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 57 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om 0,3% (alternatief 1) of om 0,5% (alternatief 2) van de populatie die in de periodes dat wordt geheid in het door heigeluid beïnvloede gebied kan worden verstoord. De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden voor hun foerageertochten minder ver de zee op gaan (Aarts e.a. 2016). Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 1 kleiner dan dat van alternatief 2. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat door de constructie van alternatief 2 8 – 21% groter is.

In Tabel 3-3 en Tabel 3-4 is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord (de resultaten voor de twee paalposities zijn daarbij gemiddeld). Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord.

Tabel 3-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (63 funderingen met hei-energie 1.000 kJ) kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het voor de twee onderzochte windcondities gemiddelde aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de grens waarde voor mijding wordt overschreden. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Alternatief 1 (63 turbines)	Jan – apr		Mei – jul		Sep – dec	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	757	693	757	693	757	693
Zeehonden binnen contour (n)	26	32	11	14	19	28
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,2	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
Dierverstoringsdagen	1.610	1.997	673	880	1.189	1.762
Totaal aantal zeehonden verstoord	29 – 1.804		12 – 777		23 – 1.476	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,2 – 15		0,1 – 6		0,2 - 12	

Tabel 3-4 Als Tabel 3-3 voor alternatief 2 (38 funderingen met hei-energie 3.000 kJ)

Alternatief 2 (38 turbines)	Jan – apr		Mei – jul		Sep – dec	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.473	1.280	1.473	1.280	1.473	1.280
Zeehonden binnen contour (n)	51	57	22	26	40	50
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,4	0,5	0,2	0,2	0,3	0,4
Dierversoringsdagen	1.953	2.159	838	975	1.517	1.909
Totaal aantal zeehonden verstoord	54 – 2.056		24 – 906		45 – 1.713	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,4 – 17		0,2 – 7		0,4 – 14	

De conclusie is dat effecten van heigeluid bij de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op gewone zeehonden op populatieniveau om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Kavel III ligt relatief ver van de belangrijkste ligplaatsen van de zeehonden (in de Waddenzee), waardoor het aantal in het plangebied foeragerende zeehonden niet zo groot is; afgezet tegen de totale Nederlandse populatie gewone zeehonden is het aantal mogelijk beïnvloede dieren daarom beperkt;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeierende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016; Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen maximaal 12 (alternatief 1) of 22 (alternatief 2) grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is echter dat de werkelijke aantallen lager zijn, omdat buiten 20 km van de kust dichtheden Grijze zeehonden zeer laag zijn (lager dan Gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

Effecten op het gehoor van zeehonden

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van zeehonden is voor alle kavels één *worst case* situatie doorgerekend (zie § 2.2.3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voorkomende diepte van 23 m wordt geheid en dat deze diepte constant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Zeehonden reageren naar verwachting minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Zij houden zich

bovendien vooral dichtbij hun ligplaatsen in de Waddenzee en het Deltagebied op. Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van het windpark, zonder dat een geluidsnorm wordt toegepast, al verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km²). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt (max. 0,03 zeehond bij heien bij windstille omstandigheden).

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust 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 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.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

3.3.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 3-5). Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding van de populatie.

Tabel 3-5 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte

beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt relatief ver van de ligplaatsen van zeehonden in de Waddenzee waardoor het gebied door slechts een beperkt aantal zeehonden tijdens de foerageertochten wordt aangedaan (zie Figuur 2-6 en Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden (zie ook Figuur 2-6). Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Waddenzee kunnen daarom worden uitgesloten.

3.3.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 3-6 samengevat.

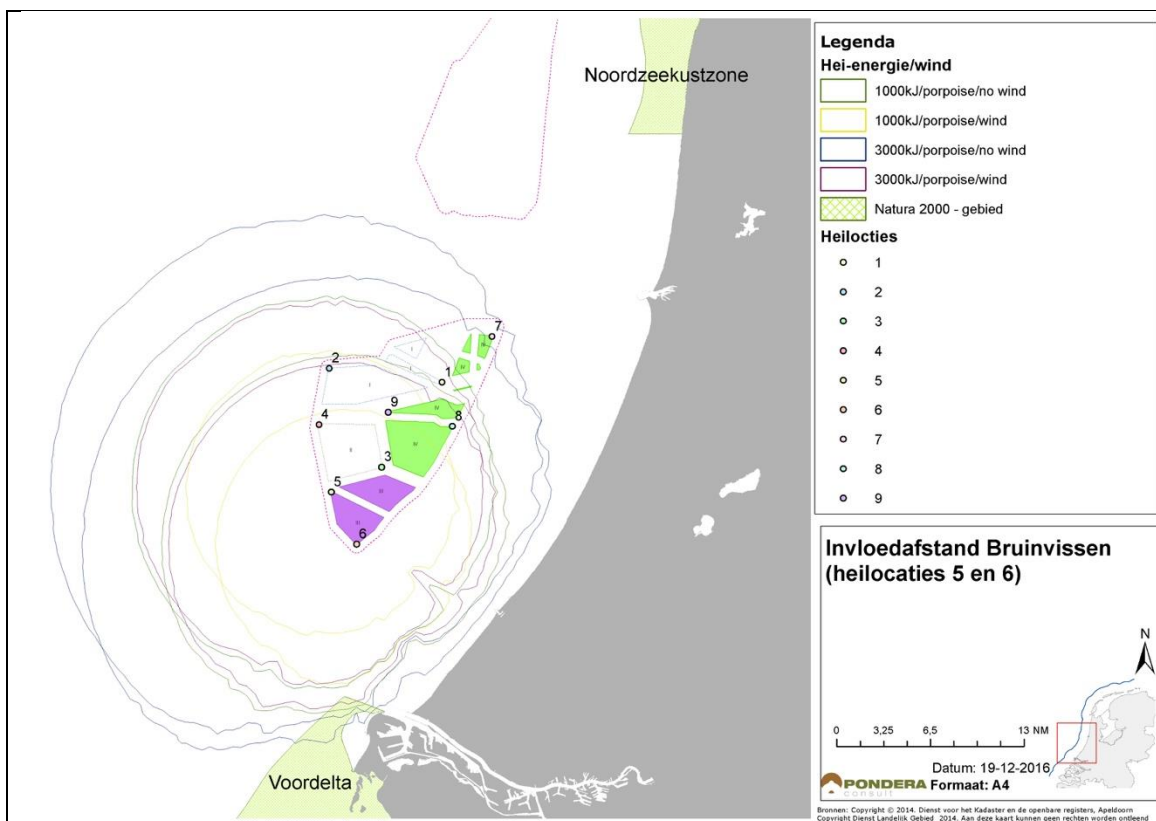
Tabel 3-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Bruinvis	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Voor **zeehonden** ligt het door onderwatergeluid verstoorde gebied in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Dieren kunnen het verstoorde gebied echter mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt (indirecte externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt relatief ver van de ligplaatsen van zeehonden in de Noordzeekustzone waardoor het gebied door slechts een beperkt aantal zeehonden tijdens de foerageertochten wordt aangedaan (zie Figuur 2-6 en Tabel 3-3, Tabel 3-4). De dieren zijn voor hun voedselvoorziening dus niet afhankelijk van het effectgebied. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Noordzeekustzone en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door heigeluid verstoorde gebied ook niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone (Figuur 3-5). De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed (directe externe werking). De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-5 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid.

Door de Nederlandse overheid is bepaald dat door de aanleg van windparken op het NCP cf. het SER-akkoord bij een voorspelde afname van de bruinvispopulatie van 255 dieren per park significante effecten niet kunnen worden uitgesloten (zie § 2.3). Uit Tabel 3-7 is af te leiden dat deze waarde in alle seizoenen voor beide onderzochte alternatieven wordt overschreden als geen geluidreducerende maatregelen worden getroffen.

De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone niet zijn uit te sluiten.

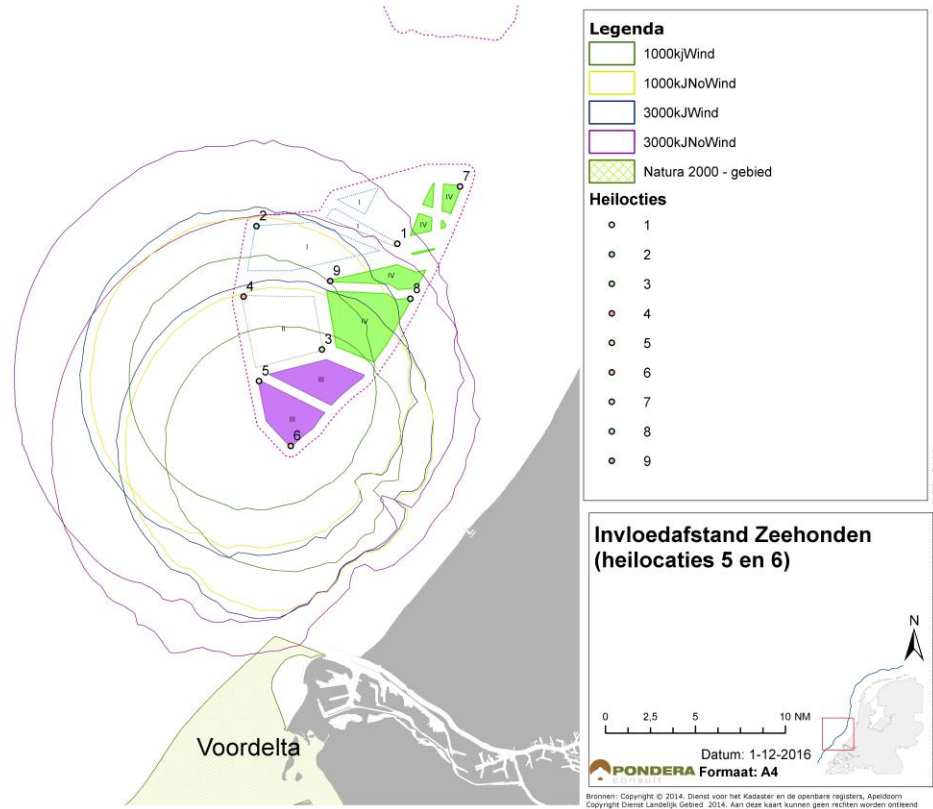
Tabel 3-7 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel I van windenergiegebied Hollandse kust Zuid in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname). Overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 255 dieren is in rood weergegeven (significante effecten op Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten).

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	Jan - mei		Jun – aug		Sep – dec	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Alternatief 1	1.272	1.104	524	455	431	374
Alternatief 2	1.330	1.136	549	468	451	385

3.3.3 Voordelta

In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond. Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringcontour voor **zeehonden** bij de aanleg van kavel III alleen bij heien onder windstille omstandigheden over maximaal 3,4 km² in alternatief 2 overlapt met het Natura 2000-gebied Voordelta. Dit is 0,4% van de totale oppervlakte van het Natura 2000 gebied (Figuur 3-6). Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als foerageergebied voor zeehonden af als onder windstille omstandigheden op de dichtst bij de Voordelta gelegen paalpositie wordt geheid (directe externe werking). De totale omvang van het foerageergebied buiten de Voordelta neemt ook af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringcontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren ten opzichte van de totale populatie daarom gering is (zie Figuur 2-6, Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Voordelta kunnen daarom worden uitgesloten.



Figuur 3-6 Overlap van verstoringscontouren van zeehonden met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlake van de Raan door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid.

3.3.4 Oosterschelde

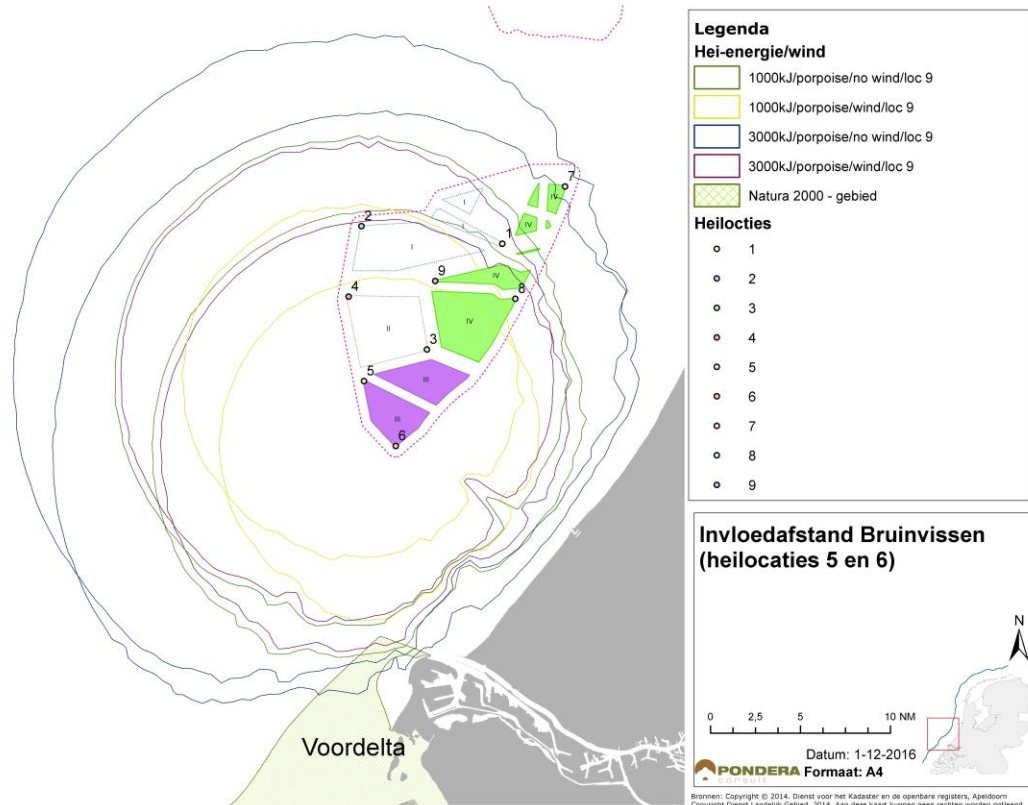
Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorte gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Oosterschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorte dieren ten opzichte van de totale populatie daarom gering is (zie Figuur 2-6, Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Oosterschelde kunnen daarom worden uitgesloten.

3.3.5 Vlake van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie Tabel 3-6). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

Het voor gewone en grijze **zeehonden** verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (zie Figuur 3-6). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Vlake van de Raan instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren ten opzichte van de totale populatie daarom gering is (zie Figuur 2-6, Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door geluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (Figuur 3-7). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlake van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd in § 3.3.2 bij de bespreking van de effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld.



Figuur 3-7 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid.

3.3.6 Westerschelde & Saeftinghe

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zehonden de heilocaliteit tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone zehonden waarvoor in de Westerschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren ten opzichte van de totale populatie daarom gering is (zie Figuur 2-6, Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zehonden in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe kunnen daarom worden uitgesloten.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van zeezoogdieren als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014). Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring met name bij bruinvissen tot effecten op de populatie kan leiden. Daardoor is niet uit te sluiten dat de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de regionale (NCP) populaties in het geding is. Vrijstelling kan alleen worden verkregen als geen afbreuk wordt gedaan aan de GSI van de soorten.

Voor zeehonden kunnen populatie-effecten worden uitgesloten, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (63 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 38 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorte gebied relatief laag is (zie Tabel 3-3, Tabel 3-4);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 2-6), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust dermate breed is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

De conclusie is dat voor gewone en grijze zeehonden de GSI niet in het geding is.

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen windpark/kavel als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid is opgenomen in Tabel 3-8 (zie Tabel 3-7 voor berekende waarden). Hieruit blijkt dat bij constructie van beide alternatieven in alle seizoenen effecten op de GSI van de bruinvispopulatie niet zijn uit te sluiten.

De conclusie is dat in laatstgenoemde gevallen constructie alleen mogelijk is als mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; hierdoor neemt het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af (zie verder hierna in § 3.5).

Tabel 3-8 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in verschillende seizoenen. Groen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	Jan - mei		Jun – aug		Sep – dec	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Alternatief 1						
Alternatief 2						

3.5 MITIGERENDE MAATREGELEN

3.5.1 Overzicht mogelijkheden

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) zullen worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde ‘Acoustic Deterrent Devices’, ‘soft start’ procedures of het met een lagere energie heien.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken door en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief gering waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte (= glad wateroppervlak); het verstoord oppervlak is dan anderhalf tot tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind;
- De propagatie van heigeluid te beperken door het toepassen van geluiddemping (bellenschermen e.d.).

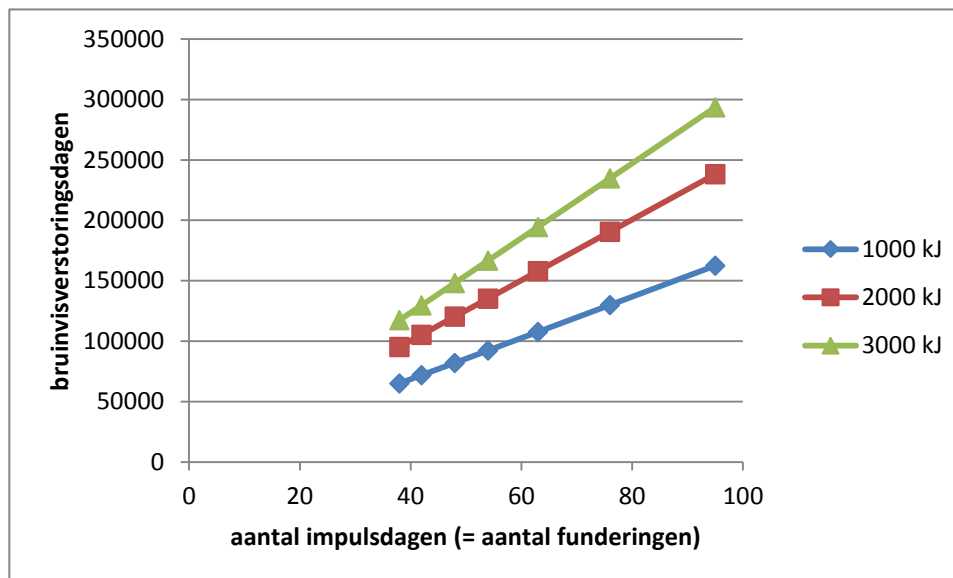
Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Ad 3. Het aantal impulsdagen beperken

Uit de analyses blijkt dat een toename van het aantal te heien funderingen en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een afname van de hei-energie. In Figuur 3-8 is dit te zien aan het feit dat de lijnen van gelijke hei-energie niet evenwijdig aan elkaar zijn, maar meer uit elkaar gaan lopen naarmate het aantal impulsdagen toeneemt. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, kan daardoor gunstiger uitpakken dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. De berekeningen voor windenergiegebied Borssele, waarbij een alternatief van 38 turbines (hei-energie 3.000 kJ) werd vergeleken met een alternatief van 95 turbines (hei-energie 1.000 kJ), lieten dit ook duidelijk zien. Voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid is het minder duidelijk, omdat voor het alternatief met de meeste funderingen (63 à 6 MW) van een relatief lage hei-energie van 1.000 kJ is uitgegaan. Hierdoor zijn de berekende effecten voor het alternatief met het minste aantal funderingen (38 à 10 MW) en waarbij van een hei-energie van 3.000 kJ is uitgegaan groter.

Het gegeven dat het heien met een grotere hei-energie minder sterk doorwerkt dan het aantal impulsdagen is gebruikt bij de uitwerking van een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerd stelsel van geluidsnormen (zie hierna).



Figuur 3-8 Relatie tussen aantal impulsdagen (= aantal funderingen) en het aantal bruinvisverstoringdagen, uitgaande van een dichtheid van 1 bruinvis per km², bij 3 hei-energieën

3.5.2 Toepassen van gedifferentieerde geluidsnormering

Verschillende, in § 3.5.1 beschreven overwegingen zijn eerder door de overheid gebruikt voor het ontwerpen van een, op het windenergiegebied Borssele toegesneden normenstelsel dat grenzen stelt aan de geluidsproductie bij de constructie van windparken op zee. Er is daarbij rekening gehouden met seizoensverschillen en aantal turbines per kavel, twee factoren die sterk doorwerken in het uiteindelijke effect op de (bruinvis)populatie. Voor de kavels binnen het windenergiegebied Borssele is door middel van locatie-specifieke onderwatergeluidmodellering bepaald bij welke geluidsnorm, afhankelijk van het aantal palen en seizoensafhankelijke bruinvisdichtheden, de effecten nog acceptabel zijn (d.w.z. de reductie van 255 dieren per kavel niet overstijgen). Er is voor gekozen om de geluidsnormering voor het gehele windenergiegebied Borssele vast te stellen. Dit betekent dat geen rekening is gehouden met gedetailleerde locatiespecifieke verschillen tussen of binnen de kavels. Het kavel waarin de strengste geluidsnormen moeten worden opgelegd, bepaalt de geluidsnormen in de andere kavels. Verder zijn de normen zo gekozen dat ook rekening wordt gehouden met een eventuele kleine overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode⁹.

Voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid zijn op vergelijkbare wijze als voor windenergiegebied Borssele gedifferentieerde normen afgeleid. De geluidsnormen voor dit gebied liggen iets hoger dan de eerder vastgestelde normen voor het windenergiegebied Borssele. Dit is een gevolg van het feit dat de gemiddelde waterdiepte in het plangebied voor Hollandse Kust Zuid kleiner is. De voorgestelde normstelling staat in onderstaande Tabel 3-9.

Tabel 3-9 Normstelling voor windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, inclusief de opstart 'toeslag van 1 dB'

Hollandse Kust Zuid	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)*		
380 MW per kavel	Periode		
# turbines	Jan – mei	Jun – aug	Sep – dec
63 (hier onderzocht)	163	169	171
54	164	170	172
48	165	171	173
42	166	172	174
38 (hier onderzocht)	167	173	175

* De dichtheid van bruinvis is op het NCP in de zomer en de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvis bevinden. In de zomer en het najaar kunnen daarom minder strenge normen worden gehanteerd dan in het voorjaar.

Gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP

⁹ Vanuit de ervaring dat het moeilijk is om in de opstartperiode van de aanleg van een windpark gelijk aan de norm te voldoen en wetende dat er omstandigheden kunnen zijn (hardere ondergrond, windomstandigheden) die mitigerende maatregelen minder effectief of het geproduceerd geluid hoger kunnen maken, is een veiligheidsmarge van 1 dB ingebouwd. Dit betekent dat geluidsnorm 1 dB lager is dan nodig om met een zekerheid van 95% een afname van 255 dieren te voorkomen (zie § 2.3). Een kleine overschrijding van de norm door onvoorziene omstandigheden noodzaakt dan nog niet tot aanvullende maatregelen of het stilleggen van de bouw van een park.

Tabel 3-10 bevat voor de twee onderzochte alternatieven de resultaten van de berekening van effecten op bruinvissen als ervan wordt uitgegaan dat een, naar seizoen en aantal te heien palen gedifferentieerde norm is gesteld aan de propagatie van het heigeluid. Dit betekent dat op 750 m van de heilocatie de SEL₁ niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde (zie Tabel 3-9). Door TNO is berekend wat het toepassen van deze norm bij verschillende opstellingen zou betekenen voor de oppervlakte verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde bruinvissen en de bruinvispopulatie op het NCP. Het betreft *worst case* schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de aanleg van Kavel III, omdat het om de paalpositie met de in het kavel aanwezige maximale waterdiepte gaat (ca. 22 meter). In de tabel is te zien dat met een zekerheid van 95% de reductie van de bruinvispopulatie door de aanleg van kavel III niet groter zal worden dan 222 dieren (constructie van alternatief 2 in de periode september – december). De maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park (zie § 2.3) zal door de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor beide alternatieven in geen enkel geval worden overschreden.

Tabel 3-10 Effecten van heien voor aanleggen van kavel III van windenergiegebied Hollands Kust Zuid (alternatief 1: 63 funderingen, alternatief 2: 38 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen

	Alternatief 1 (63 turbines)			Alternatief 2 (38 turbines)		
	Norm (dB re 1 µPa ² s op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie	Norm (dB re 1 µPa ² s op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie
Jan – mei	163	16.567	183	167	19.005	210
Jun - aug	169	17.563	194	173	18.815	208
Sep – dec	171	19.407	214	175	20.160	222

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 23 m blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie 3.000 kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Dit zijn afstanden die ruim binnen het bereik van ‘Acoustic Deterrent Devices’ voor bruinvissen liggen (Kastelein, in prep.), zodat PTS kan worden voorkomen. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

Als de geluidsproductie wordt beperkt door het toepassen van een (strengere) geluidsnorm van SEL₁ van 160 dB re 1 µPa²s op 750 m treedt in geen enkel geval PTS op. Voor hogere geluidsnormen dan 160 dB zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd. Er kan echter worden beredeneerd dat, als er al PTS zou optreden, de afstanden zeker kleiner zullen zijn dan de PTS-afstanden die berekend zijn voor een hei-energie van 1.000 kJ. Bij ongemitigeerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de diepste paalpositie van kavel III (22 m) bedraagt de SEL₁ op 750 m

176 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie TNO-notitie in bijlage 1). Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van $\text{SEL}_1 = 175 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m. Met het toepassen van een geluidsnorm, indien nodig in combinatie met de inzet van 'Acoustic Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen zeker worden voorkomen.

Gevolgen voor Nederlandse zeehondenpopulatie

Uit de resultaten van de berekening van de effecten van de constructie van kavel III op zeehonden blijkt dat deze, ook zonder toepassen van een geluidsnorm beperkt zijn (Tabel 3-3, Tabel 3-4). Als wel een geluidsnorm wordt toegepast, omdat significante effecten op de bruinvispopulatie moeten worden voorkomen, zal de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied ook kleiner zijn. Hierdoor zullen de effecten nog lager uitvallen dan in § 3.2.2 zijn beschreven (Tabel 3-11). Dit geldt ook voor de kans dat zeehonden PTS oplopen, die ook zonder dat geluidsbeperkende maatregelen worden genomen al verwaarloosbaar is. Bij de berekeningen is uitgegaan van een voor de ongemitigeerde verstoringscontour berekende gemiddelde dichtheid.

Tabel 3-11 Aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering zonder en met opleggen van gedifferentieerde geluidsnormen voor mitigatie van effecten op bruinvissen. Deze aantallen zijn representatief voor de situatie dat wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw (zie § 3.2.2 voor uitleg).

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan – april	Mei – juli	Sep – dec
Alternatief 1	12 – 29	3	2	8 – 12
Alternatief 2	24 – 54	6 – 7	4 – 5	17 – 22

Effecten op Natura 2000-gebieden

Door toepassen van een gedifferentieerde geluidsnorm is uit te sluiten dat de kwaliteit van nabij gelegen Natura 2000-gebieden wordt beïnvloed. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met een van deze gebieden. Er is dus geen sprake van **directe externe werking**.

Voor **zeehonden** zal er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake zijn van **indirecte externe werking**, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid al konden worden uitgesloten (zie § 3.3). Als de propagatie van het heigeluid wordt beperkt en daarmee de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied, zal het effect op de zeehondenpopulatie nog kleiner worden (zie hiervoor).

Voor **bruinvissen** geleden instandhoudingsdoelstellingen voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlake van de Raan. Er is sprake van **indirecte externe werking** als significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet kunnen worden uitgesloten. Dit is het geval als uit de berekeningen zou blijken dat door de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid de bruinvispopulatie met meer dan 255 dieren afneemt.

Uit Tabel 3-12 is af te leiden dat deze waarde voor beide alternatieven in geen van de seizoenen wordt overschreden.

Tabel 3-12 Voorspelde maximale afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in verschillende seizoenen bij toepassen van een gedifferentieerde geluidsnorm.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)		
	Jan - mei	Jun – aug	Sep – dec
Alternatief 1	183	194	214
Alternatief 2	210	208	222

Effecten op beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **zeehonden** niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat de reeds beperkte effecten op zeehonden nog kleiner zullen worden. Voor **bruinvissen** is de GSI niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen bij de uitvoer van het SER-akkoord (= 10 windparken). Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

4 Effecten van aanleg kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid

4.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in twee alternatieve opstellingen. In dit kavel zijn voor drie locaties berekeningen uitgevoerd, te weten paalpositie 7 (18 m), paalpositie 8 (20 m) en paalpositie 9 (21 m). De paalposities verschillen maximaal in waterdiepte, afstand tot de kust en afstand tot de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Waddenzee (zie Figuur 2-1 voor locaties). De paalposities en alternatieven zijn zo gekozen dat de weergegeven resultaten naar verwachting de maximale bandbreedte weergeven van mogelijke effecten van de aanleg van windturbines in dit kavel. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 4.2 beschreven. De toetsing van de effecten van het heien van funderingen in kavel II aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 4.3, waarna in § 4.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Natuurbeschermingswet.

4.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

4.2.1 Bruinvis

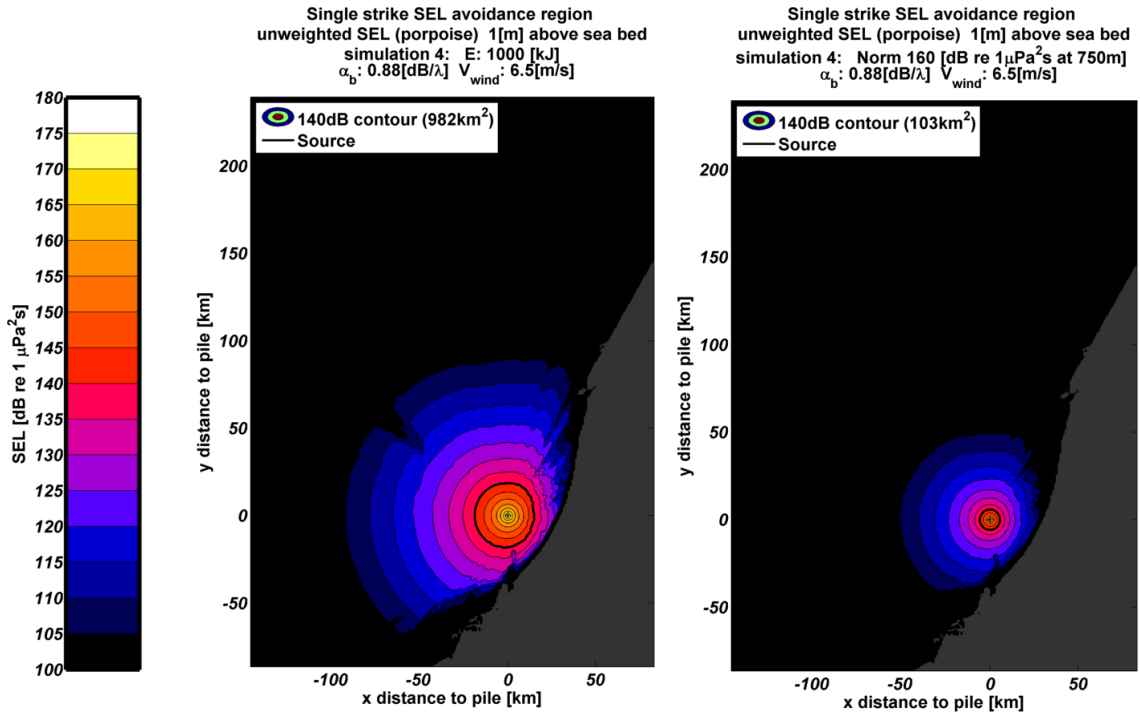
Effecten op het gedrag van bruinvissen

Voorbeelden van de door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op een van de drie onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 4-1 (1.000 kJ) en in Figuur 4-2 (3.000 kJ). In de figuren is links de verdeling weergegeven voor de situatie dat het brongeluid in het geheel niet wordt beperkt en rechts in het geval dat een strenge norm van $SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast¹⁰. In beide gevallen is uitgegaan van gemiddelde windcondities (6,5 m/s). Onder windstille omstandigheden is de oppervlakte verstoord gebied 1,5 tot 2 maal zo groot. In de figuren is met de zwarte lijn de contour weergegeven waar de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons voor bruinvissen wordt overschreden.

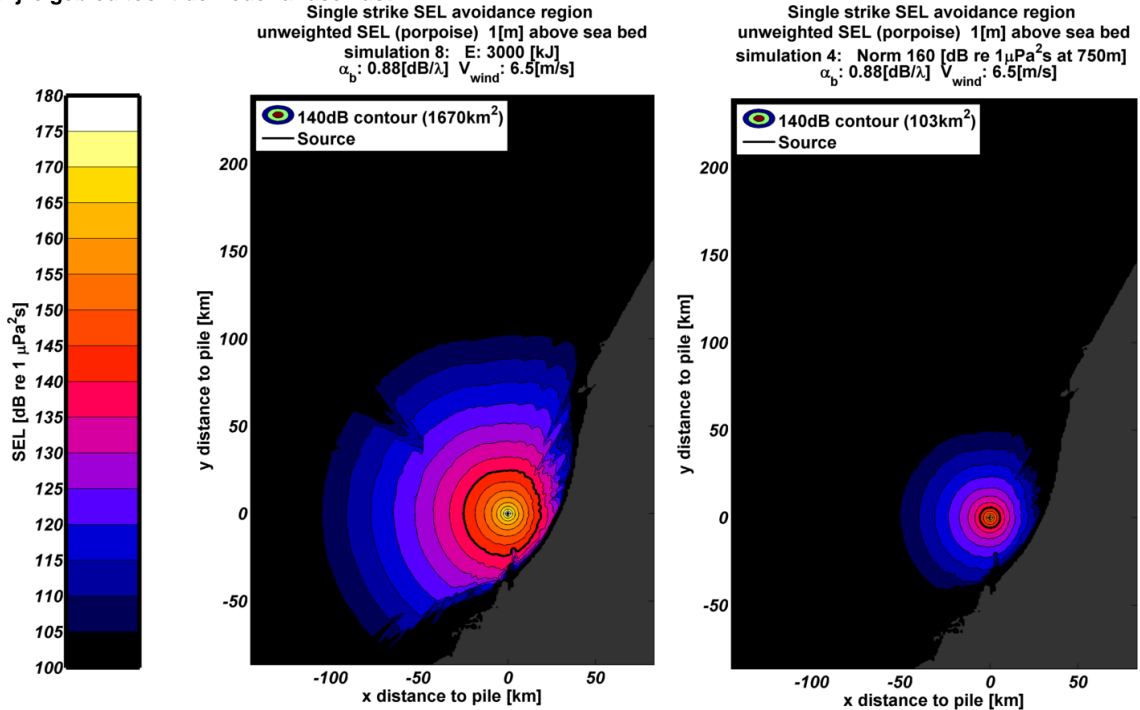
Uit de figuren is af te leiden dat tijdens het heien van kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bij gemiddelde windsnelheden voor bruinvissen 103 – 982 km² verstoord gebied kan ontstaan als de hei-energie 1.000 kJ bedraagt en dat dat 103 – 1.670 km² is als met een energie van 3.000 kJ wordt geheid. De hier getoonde maximale oppervlakten zullen niet worden gehaald als een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm zal worden opgelegd. De maximale oppervlakte, voor bruinvissen (onder windstille omstandigheden) verstoord gebied zal in dat geval tussen 886 km² (alternatief 1, 63

¹⁰ In het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt de strengste norm iets hoger en bedraagt $SEL_1 = 163 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij deze geluidsnorm is het oppervlak binnen deze contour dus iets groter, te weten 167 km².

funderingen) en 1.605 km² komen te liggen (alternatief 2, 38 funderingen). Dit is in het seizoen (september – december) waarin de minst strenge norm van kracht is (zie Tabel 3-9).



Figuur 4-1 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van 1.000 kJ op paalpositie 9 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De heilocatie is weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.



Figuur 4-2 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van (3.000 kJ) op paalpositie 9 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Zie verder bijschrift bij Figuur 4-1.

De berekende effecten van de constructie van kavel II op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP zijn opgenomen in Figuur 4-1 en Figuur 4-2. Bij deze berekeningen is ervan uitgegaan dat, met uitzondering van een 'soft start' procedure¹¹ geen geluidsbeperkende maatregelen worden getroffen.

Tabel 4-1 Schatting van de gevolgen van heien zonder geluidsreducerende maatregelen voor de aanleg van alternatief 1 (63 funderingen met hei-energie 1.000 kJ) voor kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen. Weergegeven zijn de effecten van heien op drie paalposities die maximaal verschillen in waterdiepte (18 – 21 m) afstand tot de kust (positie 7 en 8, dicht bij de kust; positie 9, ver van de kust) en tot Natura 2000-gebieden (positie 7 meest noordelijk, positie 8 meest zuidelijk). Zie Figuur 2-1 voor paalposities. Rood: overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 255 dieren per park; groen: geen overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS).

Alternatief 1 (63 turbines)	Jan – mei			Jun – aug			Sep - dec		
	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.052	1.177	1.477	1.052	1.177	1.477	1.052	1.177	1.477
Bruinvissen binnen contour (n)	1.235	1.382	1.734	509	570	715	419	468	588
Dierversoringsdagen x 10 ³	78	87	109	32	36	45	26	30	37
Populatiereductie NCP	858	960	1.205	354	396	497	291	326	408

Tabel 4-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (38 funderingen met hei-energie 3.000 kJ)

Alternatief 2 (38 turbines)	Jan – mei			Jun – aug			Sep - dec		
	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.812	2.011	2.577	1.812	2.011	2.577	1.812	2.011	2.577
Bruinvissen binnen contour (n)	2.127	2.361	3.025	877	973	1.247	721	800	1.026
Dierversoringsdagen x 10 ³	81	90	115	33	37	47	27	30	39
Populatiereductie NCP	892	990	1.268	368	408	523	302	335	430

Uit de resultaten blijkt:

- De berekende reductie van de bruinvispopulatie op het NCP is het grootst als voor alternatief 2 in het voorjaar op paalpositie 9 wordt geheid; de reductie bedraagt dan 1.286 dieren (5-percentiel). Voor alternatief 1 zijn dit 1.205 dieren (5-percentiel). Dit komt overeen met een afname van de populatie op het NCP met 2,4% (alternatief 1) en 2,5% (alternatief 2). Voor de totale Noordzeepopulatie is dit 0,5% voor alternatief 1 en 0,6% voor alternatief 2.
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de twee onderzochte alternatieven niet substantieel: voor alternatief 2 zijn de effecten gemiddeld genomen 4% groter dan voor alternatief 1; hieruit is af te leiden dat een drievoudige toename van de hei-energie (effect

¹¹ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.

op oppervlakte verstoord gebied) minder sterk doorwerkt dan een 1,7-voudige toename van het aantal funderingen, en daarmee van het aantal bruinverstoringdagen.

- In het gedeelte van de Noordzee waar het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt, zijn de verschillen in de waterdiepte relatief gering. Omdat kavel IV relatief dichtbij de kust ligt, is hier het effect van de afstand tot de kust vooral bepalend voor de omvang van het uiteindelijke effect: op paalpositie 9 is het effect ruim 40% groter dan op paalpositie 7.
- Verder is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (maximaal 408 dieren voor alternatief 1 en 430 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar zijn de maximale effecten ongeveer driemaal zo groot.
- Tenslotte is te zien dat de maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park (zie § 2.3) in alle gevallen wordt overschreden.

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen is voor alle kavels één *worst case* situatie doorgerekend (zie § 2.2.3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied voorkomende diepte van 23 m wordt geheid en dat deze diepte contant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Uit de berekeningen blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie 3.000 kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. In het voorjaar, als de bruinvisdichtheid het hoogst is, gaat het gemiddeld genomen (= afstanden bij gemiddelde en geen wind gemiddeld) om 16 dieren. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Gemiddeld genomen bevinden zich in het voorjaar 3 bruinvissen binnen deze contour. Er kan van worden uitgegaan dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

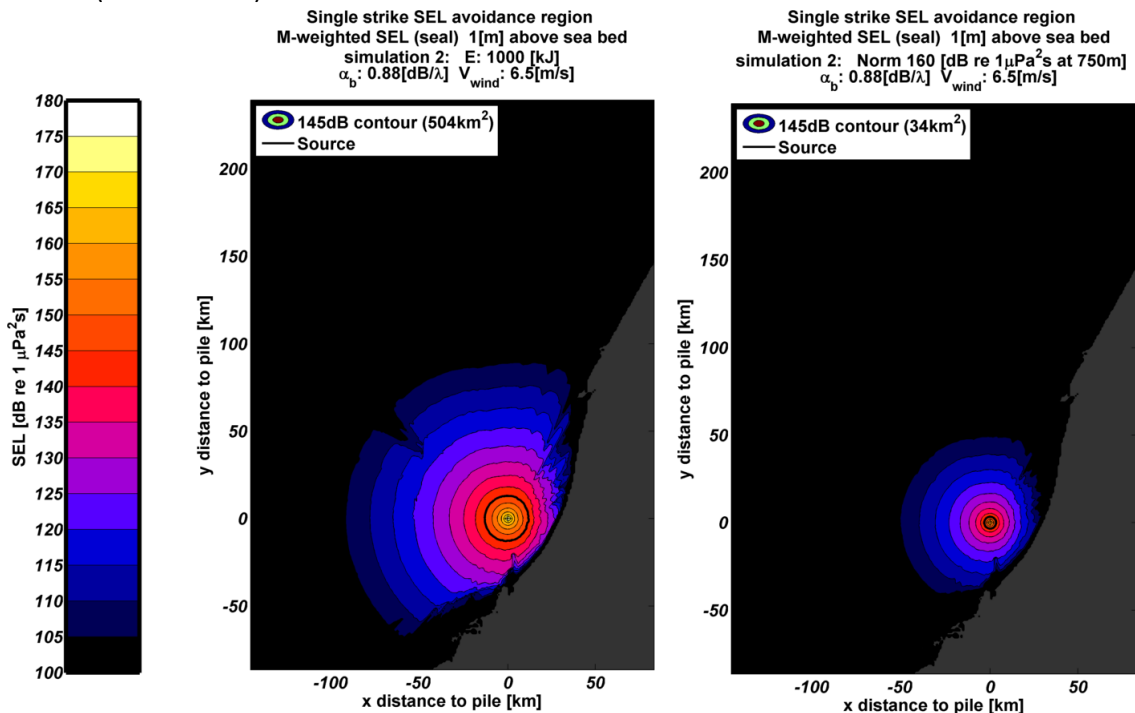
4.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringcontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren (zie TNO-notitie in bijlage 1). Voorbeelden van de door TNO berekende verdeling van het, voor zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op een van de drie onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 4-3 (1.000 kJ) en in Figuur 4-4 (3.000 kJ). In de figuren is links de verdeling weergegeven voor de situatie dat het brongeluid in het geheel niet wordt beperkt en rechts in het geval dat een strenge norm van $SEL_1 = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s op } 750 \text{ m}$ wordt

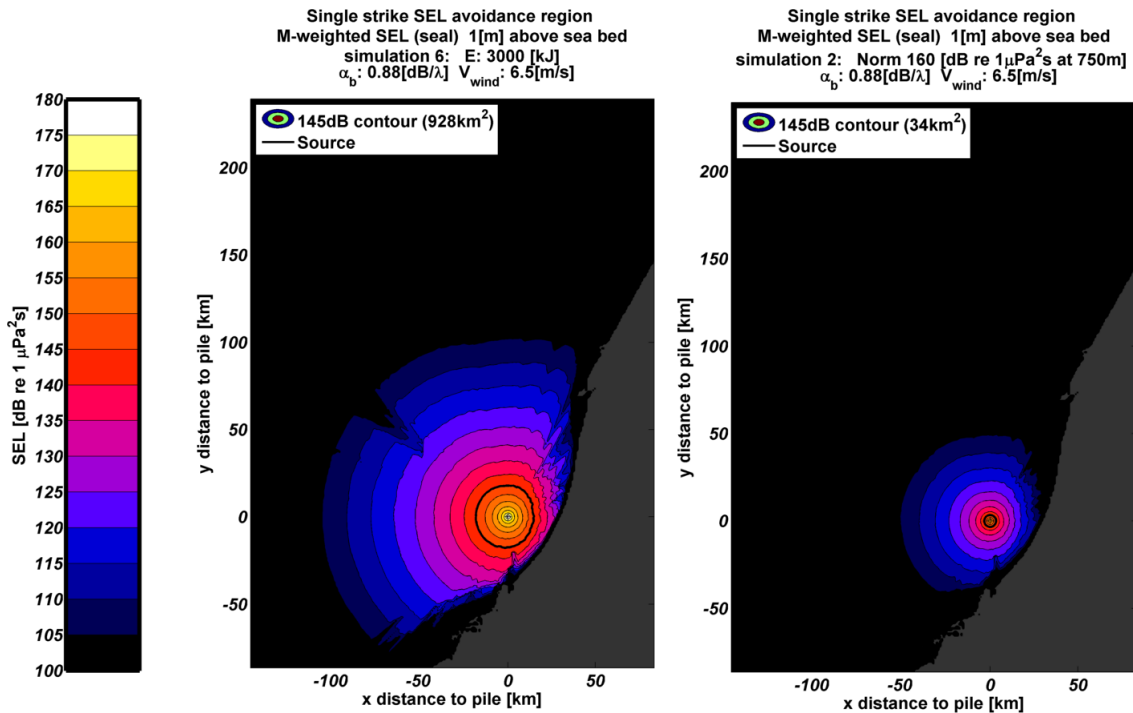
toegepast¹². In beide gevallen is uitgegaan van gemiddelde windcondities (6,5 m/s). Onder windstille omstandigheden is de oppervlakte verstoord gebied 1,5 tot 2 maal zo groot. In de figuren is met de zwarte lijn de contour weergegeven waar de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons voor zeehonden wordt overschreden.

Uit de figuren is af te lezen dat tijdens het heien van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bij gemiddelde windsnelheden voor zeehonden 34 – 504 km² verstoord gebied kan ontstaan als de hei-energie 1.000 kJ bedraagt en dat dat 34 – 928 km² is als met een energie van 3.000 kJ wordt geheid. De hier getoonde, bij gemiddelde windsnelheid optredende, maximale oppervlakten zullen echter niet worden gehaald, omdat een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm zal worden opgelegd. De onder windstille omstandigheden optredende, maximale oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied zal in dat geval tussen 370 km² (alternatief 1, 63 funderingen) en 735 km² komen te liggen (alternatief 2, 38 funderingen). Dit is in het seizoen (september – december) waarin de minst strenge norm van kracht is (zie Tabel 3-9).



Figuur 4-3 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van 1.000 kJ op paalpositie 9 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Windsnelheid 6,5 m/s. De heilocatie zijn weergegeven met het '+' symbool. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor zeehonden. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.

¹² In het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ligt de strengste norm iets hoger en bedraagt SEL₁ = 163 dB re 1 μ Pa²s. Bij deze geluidsnorm is het oppervlak binnen deze contour dus iets groter, te weten 73 km².



Figuur 4-4 Berekende verdeling van SEL₁ op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien met een energie van (3.000 kJ) op paalpositie 9 zonder (links) en met toepassen van een geluidsnorm (rechts). Zie verder bijschrift bij Figuur 4-3.

Net als voor bruinvissen zijn voor zeehonden in eerste instantie berekeningen uitgevoerd voor een situatie waarin zonder geluidsbeperkende maatregelen wordt geheid. De resultaten van de berekening van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 4-3 en Tabel 4-4. Maximaal gaat het om 20 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 41 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om 0,2% (alternatief 1) of om 0,3% (alternatief 2) van de populatie die in de periodes dat wordt geheid in het door heigeluid beïnvloede gebied kan worden verstoord. Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 1 iets kleiner dan dat van alternatief 2. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat door de constructie van alternatief 2 15 – 24% groter is.

In Tabel 4-3 en Tabel 4-4 is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord (de resultaten voor de drie paalposities zijn daarbij gemiddeld). Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van

een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord.

Tabel 4-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (63 funderingen met hei-energie 1.000 kJ) kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het voor de twee onderzochte windcondities gemiddelde aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de grenswaarde voor mijding wordt overschreden. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Alternatief 1 (63 turbines)	Jan – apr			Mei – jul			Sep – dec		
	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	529	591	698	529	591	698	529	591	698
Zeehonden binnen contour (n)	17	17	20	6	7	8	9	10	12
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,14	0,14	0,16	0,05	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09
Dierversoringsdagen	1.061	1.101	1.267	402	428	495	539	648	740
Totaal aantal zeehonden verstoord	18 – 1.143			7 – 441			10 - 642		
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,2 – 9			< 0,1 – 4			< 0,1 – 5		

Tabel 4-4 Als Tabel 4-3 voor alternatief 2 (38 funderingen met hei-energie 3.000 kJ)

Alternatief 2 (38 turbines)	Jan – apr			Mei – jul			Sep – dec		
	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9	pos 7	pos 8	pos 9
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.005	1.116	1.371	1.005	1.116	1.371	1.005	1.116	1.371
Zeehonden binnen contour (n)	32	33	41	12	13	16	17	20	25
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,26	0,27	0,33	0,10	0,10	0,13	0,13	0,16	0,20
Dierversoringsdagen	1.227	1.263	1.568	466	494	618	633	765	948
Totaal aantal zeehonden verstoord	36 – 1.353			14 – 526			21 – 782		
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,3 – 11			0,1 – 4			0,2 – 6		

De conclusie is dat effecten van heigeluid bij de aanleg van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op gewone zeehonden op populatieniveau om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Kavel IV ligt relatief ver van de belangrijkste ligplaatsen van de zeehonden, waardoor het aantal in het plangebied foeragerende zeehonden niet zo groot is; afgezet tegen de totale Nederlandse populatie gewone zeehonden is het aantal mogelijk beïnvloede dieren daarom beperkt;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeierende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016: Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 7 (alternatief 1) of 14 (alternatief 2) grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke aantallen nog lager zullen zijn, omdat buiten 20 km van de kust dichtheden Grijze zeehonden zeer laag zijn (lager dan Gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

Effecten op het gehoor van zeehonden

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van zeehonden is voor alle kavels één *worst case* situatie doorgerekend (zie § 2.2.3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voorkomende diepte van 23 m wordt geheid en dat deze diepte constant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Zeehonden reageren naar verwachting minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Zij houden zich bovendien vooral dichtbij hun ligplaatsen in de Waddenzee en het Deltagebied op. Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van het windpark, zonder dat een geluidsnorm wordt toegepast, al verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km²). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt (max. 0,02 zeehond).

4.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust 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 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.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

4.3.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 4-5). Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding van de populatie.

Tabel 4-5 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt relatief ver van de ligplaatsen van zeehonden in de (Waddenzee en) Noordzeekustzone waardoor het gebied door een beperkt aantal zeehonden tijdens de foerageertochten wordt aangedaan (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden (zie ook Figuur 2-6). Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Waddenzee kunnen daarom worden uitgesloten.

4.3.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 4-6 samengevat.

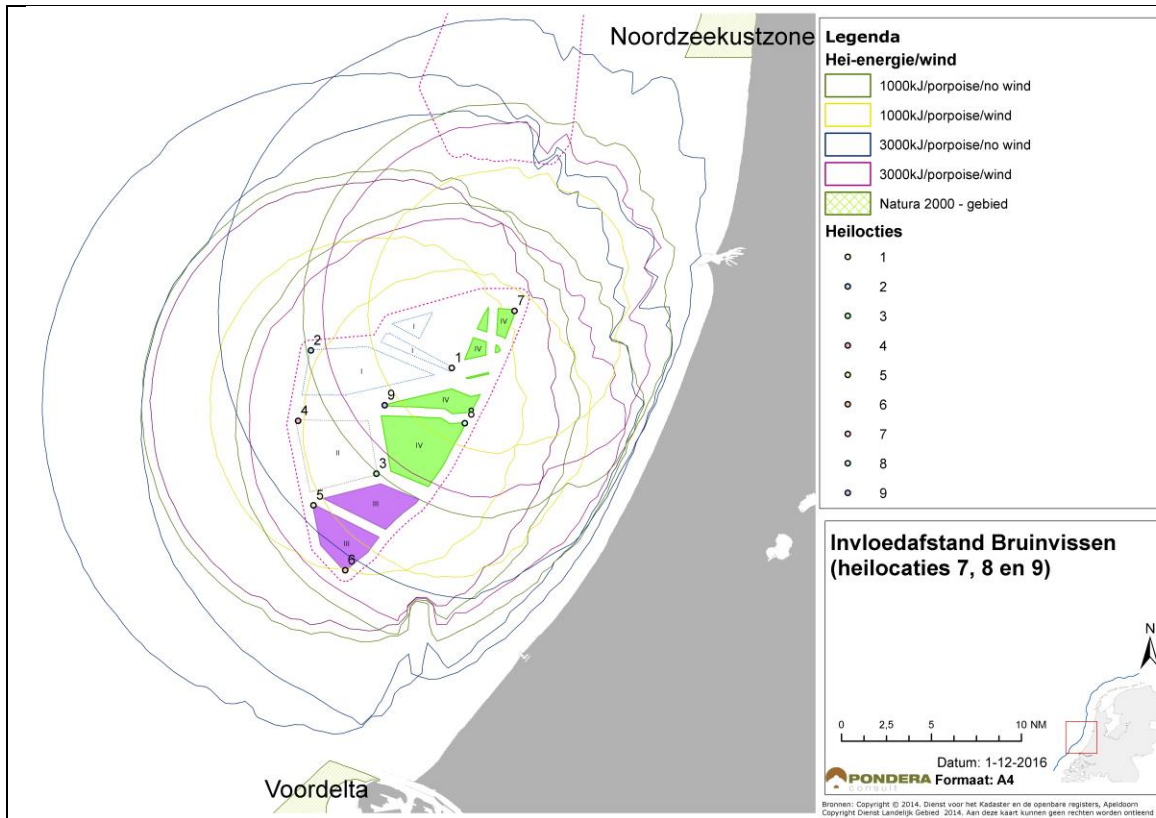
Tabel 4-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Bruinvis	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Voor **zeehonden** ligt het door onderwatergeluid verstoorde gebied in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Dieren kunnen het verstoorde gebied echter mijden, waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt (indirecte externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt relatief ver van de ligplaatsen van zeehonden in de (Waddenzee en) Noordzeekustzone waardoor het gebied door slechts een beperkt aantal zeehonden tijdens de foerageertochten wordt aangedaan (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). De dieren zijn voor hun voedselvoorziening dus niet afhankelijk van het effectgebied. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Noordzeekustzone en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door heigeluid verstoorde gebied ook niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone (Figuur 4-5). De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed (directe externe werking). De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 4-5 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel IV van windpark Hollandse Kust Zuid.

Door de Nederlandse overheid is bepaald dat door de aanleg van windparken op het NCP cf. het SER-akkoord bij een voorspelde afname van de bruinvispopulatie van 255 dieren per park significante effecten niet kunnen worden uitgesloten (zie § 2.3). Uit Tabel 4-7 is af te leiden dat deze waarde in alle seizoenen voor beide onderzochte alternatieven wordt overschreden als geen geluidreducerende maatregelen worden getroffen.

De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone niet zijn uit te sluiten.

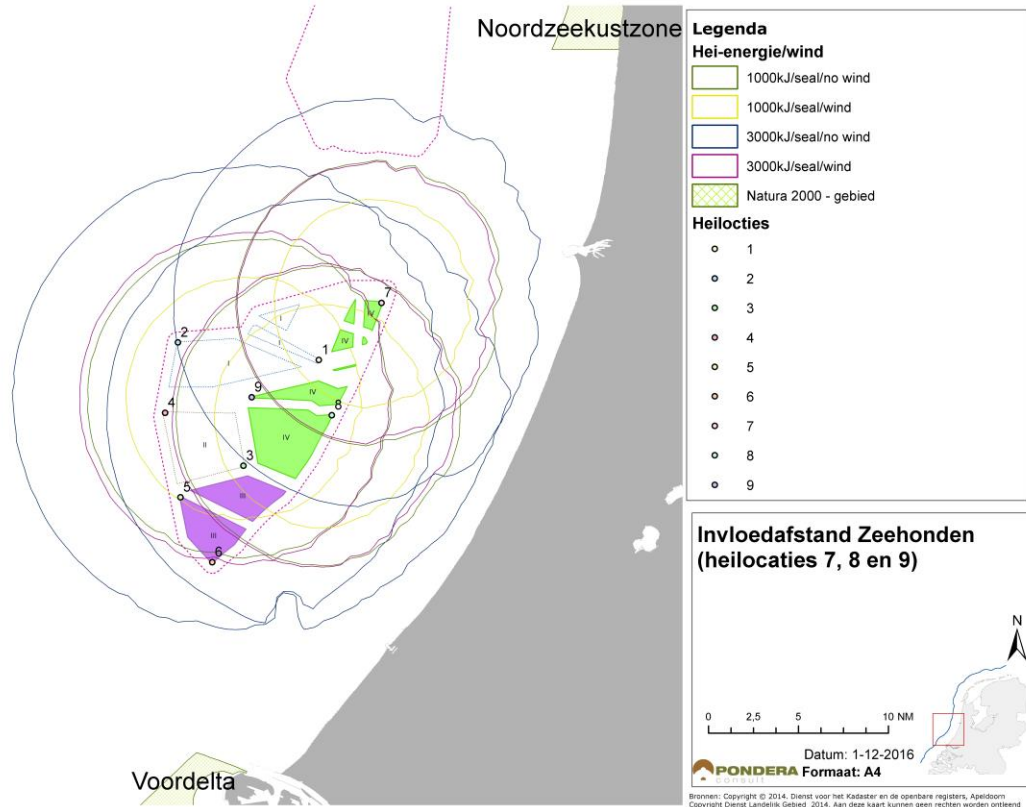
Tabel 4-7 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname). Overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 255 dieren is in rood weergegeven (significante effecten op Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten).

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	Jan - mei		Jun – aug		Sep – dec	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Alternatief 1	885	1.205	354	368	291	302
Alternatief 2	892	1.268	497	523	408	430

4.3.3 Voordelta

In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond. Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Zelfs als wordt uitgegaan van heien zonder geluidsnorm ligt het verstoorde gebied in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Voordelta (Figuur 4-6). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren daarom relatief beperkt is (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Voordelta kunnen daarom worden uitgesloten.



Figuur 4-6 Overlap van verstoringscontouren van zeehonden met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlakte van de Raan door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel IV van windpark Hollandse Kust Zuid.

4.3.4 Oosterschelde

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heillocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorte gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone zeehonden waarvoor in de Oosterschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het verstoorte gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorte dieren daarom relatief beperkt is (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Oosterschelde kunnen daarom worden uitgesloten.

4.3.5 Vlake van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie Tabel 3-6). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

Het voor gewone en grijze **zeehonden** verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (zie Figuur 3-6). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Vlake van de Raan instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren daarom relatief beperkt is (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door geluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (Figuur 4-5). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlake van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd in § 4.3.2 bij de bespreking van de effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld.

4.3.6 Westerschelde & Saeftinghe

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone zeehonden waarvoor in de Westerschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied beperkt als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren daarom relatief beperkt is (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied.

Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe kunnen daarom worden uitgesloten.

4.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de constructie van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van zeezoogdieren als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014). Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring met name bij bruinvissen tot effecten op de populatie kan leiden. Daardoor is niet uit te sluiten dat de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de regionale (NCP) populaties in het geding is. Vrijstelling kan alleen worden verkregen als geen afbreuk wordt gedaan aan de GSI van de soorten.

Voor zeehonden kunnen populatie-effecten worden uitgesloten, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (63 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 38 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoord gebied laag is (zie Figuur 2-6 en Tabel 4-3, Tabel 4-4);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 2-6), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust dermate breed is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

De conclusie is dat voor gewone en grijze zeehonden de GSI niet in het geding is.

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen windpark/kavel als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid is opgenomen in Tabel 4-8 (zie Tabel 4-7 voor berekende waarden). Hieruit blijkt dat bij constructie van beide alternatieven in alle seizoenen effecten op de GSI van de bruinvispopulatie niet zijn uit te sluiten.

De conclusie is dat in laatstgenoemde gevallen constructie alleen mogelijk is als mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; hierdoor neemt het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af (zie verder hierna in § 4.5).

Tabel 4-8 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in verschillende seizoenen. Groen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	Jan - mei		Jun – aug		Sep – dec	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Alternatief 1						
Alternatief 2						

4.5 MITIGERENDE MAATREGELEN

4.5.1 Overzicht mogelijkheden

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde ‘Acoustic Deterrent Devices’, ‘soft start’ procedures of het met een lagere energie heien.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid 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 impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief gering waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte (= glad wateroppervlak); het verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind;

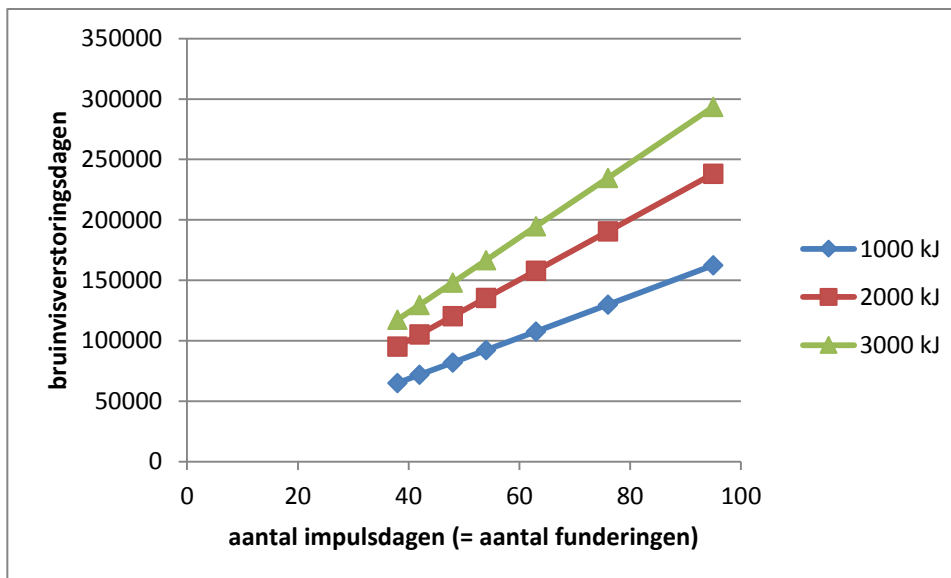
- De propagatie van heigeluid te beperken door het toepassen van geluiddemping (bellenschermen e.d.).

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Ad 3. Het aantal impulsdagen beperken

Uit de analyses blijkt dat een toename van het aantal te heien funderingen en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een afname van de hei-energie. In Figuur 4-7 is dit te zien aan het feit dat de lijnen van gelijke hei-energie niet evenwijdig aan elkaar zijn, maar meer uit elkaar gaan lopen naarmate het aantal impulsdagen toeneemt. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, kan daardoor gunstiger uitpakken dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. De berekeningen voor windenergiegebied Borssele, waarbij een alternatief van 38 turbines (hei-energie 3.000 kJ) werd vergeleken met een alternatief van 95 turbines (hei-energie 1.000 kJ), lieten dit ook duidelijk zien. Voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid is het minder duidelijk, omdat voor het alternatief met de meeste funderingen (63 à 6 MW) van een relatief lage hei-energie van 1.000 kJ is uitgegaan. Hierdoor zijn de berekende effecten voor het alternatief met het minste aantal funderingen (38 à 10 MW) en waarbij van een hei-energie van 3.000 kJ is uitgegaan groter.



Figuur 4-7 Relatie tussen aantal impulsdagen (= aantal funderingen) en het aantal bruinvisverstoringen, uitgaande van een dichtheid van 1 bruinvis per km², bij 3 hei-energieën

Het gegeven dat het heien met een grotere hei-energie minder sterk doorwerkt dan het aantal impulsdagen is gebruikt bij de uitwerking van een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerd stelsel van geluidsnormen (zie hierna).

4.5.2 Toepassen van gedifferentieerde geluidsnormering

Verschillende, in § 4.5.1 beschreven overwegingen zijn eerder door de overheid gebruikt voor het ontwerpen van een, op het windenergiegebied Borssele toegesneden normenstelsel dat grenzen stelt aan de geluidsproductie bij de constructie van windparken op zee. Er is daarbij rekening gehouden met seizoensverschillen en aantal turbines per kavel, twee factoren die sterk doorwerken in het uiteindelijke effect op de (bruinvis)populatie. Voor de kavels binnen het windenergiegebied Borssele is door middel van locatie-specifieke onderwatergeluidmodellering bepaald bij welke geluidsnorm, afhankelijk van het aantal palen en seizoensafhankelijke bruinvisdichtheden, de effecten nog acceptabel zijn (d.w.z. de reductie van 255 dieren per kavel niet overstijgen). Er is voor gekozen om de geluidsnormering voor het gehele windenergiegebied Borssele vast te stellen. Dit betekent dat geen rekening is gehouden met gedetailleerde locatiespecifieke verschillen tussen of binnen de kavels. Het kavel waarin de strengste geluidsnormen moeten worden opgelegd, bepaalt de geluidsnormen in de andere kavels. Verder zijn de normen zo gekozen dat ook rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode¹³.

Voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid zijn op vergelijkbare wijze als voor windenergiegebied Borssele gedifferentieerde normen afgeleid. De geluidsnormen voor dit gebied liggen iets hoger dan de eerder vastgestelde normen voor het windenergie gebied Borssele. Dit is een gevolg van het feit dat de gemiddelde waterdiepte in het plangebied voor Hollandse Kust Zuid lager is. De voorgestelde normstelling staat in onderstaande Tabel 4-9.

Tabel 4-9 Normstelling voor windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, inclusief de opstart 'toeslag van 1 dB'

Hollandse Kust Zuid	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m) *		
380 MW per kavel	Periode		
# turbines	Jan – mei	Jun – aug	Sep – dec
63 (hier onderzocht)	163	169	171
54	164	170	172
48	165	171	173
42	166	172	174
38 (hier onderzocht)	167	173	175

* De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de zomer en de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder

¹³ Vanuit de ervaring dat het moeilijk is om in de opstartperiode van de aanleg van een windpark gelijk aan de norm te voldoen en wetende dat er omstandigheden kunnen zijn (hardere ondergrond, windomstandigheden) die mitigerende maatregelen minder effectief of het geproduceerd geluid hoger kunnen maken, is een veiligheidsmarge van 1 dB ingebouwd. Dit betekent dat geluidsnorm 1 dB lager is dan nodig om met een zekerheid van 95% een afname van 255 dieren te voorkomen (zie § 2.3). Een kleine overschrijding van de norm door onvoorziene omstandigheden noodzaakt dan nog niet tot aanvullende maatregelen of het stilleggen van de bouw van een park.

bruinvissen bevinden. In de zomer en het najaar kunnen daarom minder strenge normen worden gehanteerd dan in het voorjaar.

Gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP

Tabel 3-10 bevat voor de twee onderzochte alternatieven de resultaten van de berekening van effecten op bruinvissen als ervan wordt uitgegaan dat een, naar seizoen en aantal te heien palen gedifferentieerde norm is gesteld aan de propagatie van het heigeluid. Dit betekent dat op 750 m van de heilocatie de SEL_1 niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde (zie Tabel 3-9). Door TNO is berekend wat het toepassen van deze norm bij verschillende opstellingen zou betekenen voor de oppervlakte verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde bruinvissen en de bruinvispopulatie op het NCP. Het betreft *worst case* schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de aanleg van Kavel IV; het betreft steeds de berekende populatiereductie voor de paalpositie met het grootste effect (paalpositie 9). In de tabel is te zien dat met een zekerheid van 95% de reductie van de bruinvispopulatie door de aanleg van kavel IV niet groter zal worden dan 205 dieren (constructie van alternatief 2 in de periode september – december). De maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park (zie § 2.3) zal door de aanleg van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid voor beide alternatieven in geen enkel geval worden overschreden.

Tabel 4-10 Maximale effecten van heien voor de aanleg van kavel IV van windenergiegebied Hollands Kust Zuid (alternatief 1: 63 funderingen, alternatief 2: 38 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen

	Alternatief 1 (63 turbines)			Alternatief 2 (38 turbines)		
	Norm (dB re 1 μPa^2s op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie	norm (dB re 1 μPa^2s op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie
Jan – mei	163	15.458	171	167	17.354	191
Jun - aug	169	16.069	177	173	17.270	190
Sep – dec	171	17.577	194	175	18.542	205

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 23 m blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie 3.000 kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Dit zijn afstanden die ruim binnen het bereik van 'Acoustic Deterrent Devices' voor bruinvissen liggen (Kastelein, in prep.), zodat PTS kan worden voorkomen. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

Als de geluidsproductie wordt beperkt door het toepassen van een (strenge) geluidsnorm van SEL_1 van 160 dB re 1 μPa^2s op 750 m treedt in geen enkel geval PTS op. Voor hogere geluidsnormen dan 160 dB zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd. Er kan echter worden

beredeneerd dat, als er al PTS zou optreden, de afstanden zeker kleiner zullen zijn dan de PTS-afstanden die berekend zijn voor een hei-energie van 1.000 kJ. Bij ongemitigeerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de diepste paalpositie van kavel I (23 m) bedraagt de SEL₁ op 750 m 176 dB re 1 µPa²s (zie TNO-notitie in bijlage 1). Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van SEL₁ = 175 dB re 1 µPa²s op 750 m. Met het toepassen van een geluidsnorm, indien nodig in combinatie met de inzet van 'Acoustic Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen zeker worden voorkomen.

Gevolgen voor Nederlandse zeehondenpopulatie

Uit de resultaten van de berekening van de effecten van de constructie van kavel IV op zeehonden blijkt dat deze, ook zonder toepassen van een geluidsnorm beperkt zijn (Tabel 4-3, Tabel 4-4). Als dit wel gebeurt, omdat significante effecten op de bruinvispopulatie moeten worden voorkomen, zal de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied ook kleiner zijn. Hierdoor zullen de effecten nog lager uitvallen dan in § 4.2.2 zijn beschreven (Tabel 4-11). Bij de berekeningen is uitgegaan van een voor de ongemitigeerde verstoringscontour berekende gemiddelde dichtheid. Dit geldt ook voor de kans dat zeehonden PTS oplopen, die ook zonder dat geluidsbeperkende maatregelen worden genomen al verwaarloosbaar is.

Tabel 4-11 Aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering zonder en met opleggen van gedifferentieerde geluidsnormen voor mitigatie van effecten op bruinvissen. Deze aantallen zijn representatief voor de situatie dat wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw (zie § 4.2.2 voor uitleg).

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Alternatief 1	7 – 18	1 – 3	1 – 2	5 – 8
Alternatief 2	14 – 36	3 – 7	2 – 4	9 – 17

Effecten op Natura 2000-gebieden

Door toepassen van een gedifferentieerde geluidsnorm is uit te sluiten dat de kwaliteit van nabij gelegen Natura 2000-gebieden wordt beïnvloed. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met een van deze gebieden. Er is dus geen sprake van **directe externe werking**.

Voor **zeehonden** zal er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake zijn van **indirecte externe werking**, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid al konden worden uitgesloten (zie § 4.3). Als de propagatie van het heigeluid wordt beperkt en daarmee de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied, zal het effect op de zeehondenpopulatie nog kleiner worden (zie hiervoor).

Voor **bruinvissen** geleden instandhoudingsdoelstellingen voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlake van de Raan. Er is sprake van **indirecte externe werking** als significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet kunnen worden uitgesloten. Dit is het geval als uit de berekeningen zou blijken dat door de constructie van kavel II van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid de bruinvispopulatie met meer dan 255 dieren afneemt.

Uit Tabel 3-12 is af te leiden dat deze waarde voor beide alternatieven in geen van de seizoenen wordt overschreden.

Tabel 4-12 Voorspelde maximale afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in verschillende seizoenen bij toepassen van een gedifferentieerde geluidsnorm.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)		
	Jan - mei	Jun – aug	Sep – dec
Alternatief 1			
Alternatief 2			

Effecten op beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **zeehonden** niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat de reeds beperkte effecten op zeehonden nog kleiner zullen worden. Voor **bruinvissen** is de GSI niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen bij de uitvoer van het SER-akkoord (= 10 windparken). Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

5 Cumulatieve effecten

5.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van (de constructie van) windparken op zee. Dit betekent dat mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, explosies en seismische surveys voor olie en gas) buiten beschouwing zijn gebleven.

5.2 CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR (KAVEL III EN IV)

5.2.1 Scenario's

Voor het verkrijgen van een indruk van de cumulatieve effecten van de constructie van de in kavel III en IV gelegen delen van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid op de zeezoogdieren van het NCP met andere initiatieven zijn de volgende scenario's beschouwd:

- Hollandse Kust Zuid: 2 parken in de periode januari – mei, geen overlap in verstoringscontouren (dat betekent 1 paal per 24 uur, dus om en om)
- Hollandse Kust Zuid: 1 park in de periode januari – mei, 1 in de periode september – december (verschillende volgorde)
- Hollandse Kust Zuid: 2 parken in de periode september - december

Voor de cumulatie met andere initiatieven is ervan uitgegaan dat in hetzelfde jaar dat deze parken worden gebouwd ook één windpark op het Belgisch Continentaal Plat (BCP) zal worden aangelegd en dat de heiwerkzaamheden hiervoor in het voorjaar zullen plaatsvinden (*worst case*). Er is daarbij gekozen voor het windpark Mermaid¹⁴, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aannname TNO). Verder is aangenomen dat 45% van het verstoringsoppervlak over het NCP valt.

In de berekeningen van cumulatieve effecten is er *worst case* van uitgegaan dat er per etmaal slechts één fundering wordt geheid en dat er dus geen sprake is van overlappende verstoringsoppervlakten (waardoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). Feitelijk is dit een onrealistische situatie; gelijktijdige aanleg van kavel III en IV volgens alternatief 1 samen met Mermaid in 1 van de drie onderscheiden periodes van 3 – 5 maanden past bijvoorbeeld niet (= totaal 5,5 maand ervan uitgaande dat er nooit op dezelfde dag wordt geheid). Als de twee kavels in hetzelfde seizoen precies gelijktijdig zouden worden aangelegd en op één dag dus 2 funderingen zouden worden geheid, ontstaat overlap van het verstoorte oppervlak, aangezien elk contour een dag 'blijft staan' (zie uitgangspunten in § 2.2). In dat geval neemt het totale aantal dierverstoringsdagen substantieel af.

¹⁴ Er is voor dit park gekozen, omdat de effecten van de constructie daarvan op de bruinvispopulatie naar verwachting het grootst zullen zijn. Dit heeft met de gemiddelde waterdiepte op de planlocatie te maken die van alle geplande parken op het BCP het grootst is. Het betreft dus een *worst case*.

5.2.2 Effecten op bruinvis

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvis door het in één jaar aanleggen van de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in twee alternatieve opstellingen en het windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in Tabel 5-1 en Tabel 5-2. Uit de resultaten blijkt dat het niet mogelijk is in één jaar drie windparken op of grenzend aan het NCP aan te leggen zonder dat de norm van de jaarlijks maximaal toelaatbare populatiereductie van 510 dieren wordt overschreden.

Tabel 5-1 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvis op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid (alternatief 1) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	Jan – mei	Sep – dec	Impulsdagen	Dierversorings dagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Holl. Kust Zuid	III, IV		126	224.549	2.477	4,9
	III	IV	126	152.341	1.680	3,3
	IV	III	126	148.332	1.636	3,2
		III, IV	126	76.125	840	1,6
Mermaid	x		38	54.219	598	1,2
Totaal NCP			Minimaal	130.344	1.438	2,8
			Maximaal	278.768	3.075	6,1

Tabel 5-2 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvis op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid (alternatief 2) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	Jan – mei	Sep – dec	Impulsdagen	Dierversorings dagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Holl. Kust Zuid	III, IV		76	235.596	2.598	5,1
	III	IV	76	159.605	1.760	3,5
	IV	III	76	155.860	1.719	3,4
		III, IV	76	79.870	881	1,7
Mermaid	x		38	54.219	598	1,2
Totaal NCP			Minimaal	134.089	1.479	2,9
			Maximaal	289.815	3.196	6,3

5.2.3 Effecten op zeehonden

Voor zeehonden zijn geen gegevens van verstoringscontouren voor het Belgische windpark Mermaid beschikbaar. Er is daarom uitgegaan van de resultaten van berekeningen die door TNO voor het aan Mermaid grenzende kavel IV van het winenergiegebied Borssele zijn uitgevoerd. Daarbij zijn de gegevens van de twee onderzochte paalposities gemiddeld en is ook voor de twee onderzochte hei-energieën gemiddeld. Voor de bruinvis-berekeningen is voor Mermaid namelijk uitgegaan van een hei-energie van 2.000 kJ. De resultaten van de berekeningen staan in Tabel 5-3. Naar analogie van de berekeningen voor de afzonderlijke kavels (zie Tabel 3-3, Tabel 3-4 en Tabel 4-3, Tabel 4-4) is ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorte zeehonden nadat alle funderingen van de kavels III en IV (beide alternatieven) en

Mermaid zijn geheid (weergegeven als percentage van de Nederlandse populatie). Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord. Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord. De effecten op grijze zeehonden zijn naar verwachting kleiner, omdat de populatie veel kleiner is (en de totale aantallen op het NCP veel lager).

Tabel 5-3 Cumulatieve effecten van heigeluid op zeehonden op het NCP door aanleg van 2 kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische Mermaid (basialternatief) in één jaar

		Impulsdagen	Verstoorde dieren per geheide fundering	Dierversorings dagen	% NCP
Holl. Kust Zuid, kavel III + IV	Alternatief 1	126	19 – 47	1.218 – 2.947	0,2 – 24
	Alternatief 2	76	38 – 90	1.432 – 3.409	0,3 – 27
Mermaid		38	< 1	30	0,01 – 0,04
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)					0,2 – 0,7
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)					12 – 28

Uit het overzicht in Tabel 5-3 blijkt dat de bijdrage van de aanleg van het Belgische Mermaid aan het totale cumulatieve effect zeer gering is. Dit is het gevolg van de zeer lage dichtheid van zeehonden in het bij de constructie van dit park door onderwatergeluid verstoord gebied.

5.3 CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR OP NATURA 2000-GEBIEDEN

5.3.1 Bruinvis

Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie is dat met grote zekerheid (95%) moet kunnen worden vastgesteld dat de huidige bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van de aanleg van de 10 offshore windparken van het SER-akkoord met niet meer dan 5% afneemt. Ervan uitgaande dat per jaar twee parken worden aangelegd, betekent dit dat de jaarlijkse afname niet meer dan **510** dieren mag bedragen.

Uit Tabel 5-1, Tabel 5-2 en de begeleidende tekst is af te leiden dat deze waarde in alle gevallen wordt overschreden als in één jaar voor de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid wordt geheid. Zonder het nemen van mitigerende maatregelen zijn significante effecten op de bruinvis als gevolg van indirecte externe werking in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan daarom niet uit te sluiten. Met het nemen van mitigerende maatregelen zijn deze significante effecten te voorkomen (zie verder § 5.7).

5.3.2 Zeehonden

Effecten van heigeluid tijdens het in één jaar aanleggen van twee kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische Mermaid op gewone en grijze zeehonden kunnen gevolgen hebben voor de in Nederland gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor zeehonden. Het betreft de noordelijke Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Waddenzee en de in het deltagebied gelegen Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlake van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe.

Uit de in § 3.2 en § 4.2 gepresenteerde resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoringcontouren voor zeehonden door heien voor de aanleg van de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid geen noemenswaardige overlap vertonen met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlake van de Raan (zie Figuur 3-6 en Figuur 4-6). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Natura 2000-gebieden neemt echter wel af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is (Tabel 5-3), omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied relatief laag is. Ter illustratie: in deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat de Nederlandse populatie gewone zeehonden uit 12.416 dieren bestaat; ervan uitgaande dat voor elk van deze dieren de kans even groot is dat zij bij aanvang van de heiwerkzaamheden in het verstoorde gebied aanwezig zijn, dan zouden, afhankelijk van het seizoen waarin wordt geheid 1.248 – 2.977 (10 – 24%) van deze dieren eenmalig in hun normale gedrag worden verstoord bij aanleg van alternatief 1 + Mermaid; bij aanleg van alternatief 2 + Mermaid zouden dat er 1.462 – 3.439 (12 – 28%) zijn; dit is een dermate beperkte verstoring dat kan worden uitgesloten dat hierdoor effecten op het voortplantingssucces of de overlevingskans ontstaan en daarmee op de populatie;
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 2-6), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust dermate groot is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

5.4 CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR OP BESCHERMDE SOORTEN

5.4.1 Bruinvis

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) van de bruinvispopulatie op het NCP, is de maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per kavel als criterium gebruikt (**510** dieren voor 2 kavels). Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid

worden uitgesloten. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is.

De resultaten van de berekeningen van de cumulatieve effecten van de aanleg van twee kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische Mermaid in één jaar zijn weergegeven in Tabel 5-1 en Tabel 5-2. Hieruit en de begeleidende tekst blijkt dat de waarde van 510 dieren in alle gevallen wordt overschreden. Effecten op de GSI zijn daarom niet uit te sluiten. De constructie van deze drie windparken is alleen mogelijk als mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; hierdoor neemt het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af (zie verder § 5.7).

5.4.2 Zeehonden

Bij het in één jaar aanleggen van twee kavels van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische Mermaid treedt ook verstoring van gewone en grijze zeehonden op. Het aantal verstoorde dieren is echter beperkt (Tabel 5-3). Daarnaast is het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang als foerageergebied (zie Figuur 2-6), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.). Verder is de afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust dermate groot, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

De conclusie is dat voor gewone en grijze zeehonden de GSI niet in het geding is.

5.5 CUMULATIEVE EFFECTEN NA CONSTRUCTIE VAN WINDPARKEN VOLGENS HET SER-AKKOORD

Voor de berekening van de cumulatieve effecten van de realisatie van de windparken uit het SER-akkoord op **bruinvissen** is ervan uitgegaan dat er gedurende 5 opeenvolgende jaren steeds 2 parken per jaar worden gebouwd. Elk van deze parken bestaat uit 58 turbines van 6 MW die met een energie van 2.000 kJ worden geheid.

Onderstaande Tabel 5-4 bevat de resultaten van de Interim PCoD berekeningen voor de volgende scenario's:

- 1 2 parken per jaar in voorjaar zonder geluidsnorm (= ~ 174 dB op 750 m),
- 2 2 parken per jaar in voorjaar met geluidsnorm; 2a: 160 dB, 2b: 165 dB, 2c: 168 dB,
- 3 2 parken per jaar, 1 in voorjaar en 1 in najaar zonder geluidsnorm,
- 4 2 parken per jaar in het najaar zonder geluidsnorm.

Tabel 5-4 Met Interim PCoD berekende additionele populatiereductie van bruinvissen door heigeluid bij de constructie van windparken op de Noordzee. Oranje: beperkte overschrijding van de maximaal toelaatbare afname bij uitvoer van het SER-akkoord (= 2.550 dieren, zie § 2.3). Zie tekst voor beschrijving scenario's.

			Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar
--	--	--	--

Scenario*	Impulsdagen	Bruinvis verstoringsdagen	Mediaan (50 ^e percentiel)	5 ^e percentiel	10 ^e percentiel	90 ^e percentiel
1	580	2.326.049	7.418	19.344	15.872	924
2a	580	203.668	4	2.645	1.000	-15
2b	580	419.877	54	5.263	3.300	-11
2c	580	633.702	516	7.229	5.854	-10
3	580	1.572.572	5.274	16.303	13.361	4
4	580	802.261	1.422	8.960	7.025	-6

*Voor alle scenario's is uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL₁ = 136 dB re 1 μPa²s (i.p.v. de voor het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid gehanteerde SEL₁ = 140 dB re 1 μPa²s).

Uit de tabel is af te leiden dat bij volledige uitvoering van het SER-akkoord volgens de *onderzochte scenario's* significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet zijn uit sluiten, zelfs niet als een zeer strenge geluidsnorm wordt toegepast. In dat geval neemt de bruinvispopulatie met 95 dieren meer af dan het maximaal toelaatbare aantal van 2.550 dieren. Hierbij moet worden aangetekend dat bij de in Tabel 5-4 gepresenteerde resultaten is uitgegaan van een lagere drempelwaarde voor verstoring dan waarvan in het voorliggende rapport is uitgegaan. Daarnaast is per kavel slechts één *worst case* locatie doorgerekend. Hierbij is echter wel rekening gehouden met de lokale bathymetrie.

5.6 CUMULATIEVE EFFECTEN NA 6 JAAR OP DE TOTALE NOORDZEE (INTERNATIONAAL SCENARIO)

Door TNO is met het Interim PCoD model ook doorgerekend wat het effect op de totale bruinvispopulatie van de bruinvispopulatie van de Noordzee (227.298 dieren) zou zijn van een scenario voor de bouw van windparken in windparken in Nederland, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk. Voor Nederland is daarbij uitgegaan van de bouw van 2 parken in het voorjaar. De resultaten van deze berekening staan in staan in

Tabel 5-5. Ter vergelijking is ook het Nederlandse scenario 1 opgenomen.

Tabel 5-5 Met Interim PCoD berekende additionele populatiereductie van bruinvissen door heigeluid bij de constructie van windparken op de Noordzee. Zie tekst voor beschrijving scenario's.

Scenario*	Impulsdagen	Bruinvis verstoringsdagen	Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar			
			Mediaan (50 ^e percentiel)	5 ^e percentiel	10 ^e percentiel	90 ^e percentiel
1	580	2.326.049	7.418	19.344	15.872	924
11	3.709	16.439.945	45.633	99.794	88.388	17.377

*Voor alle scenario's uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL₁ = 136 dB re 1 μPa²s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele windpark gehanteerde SEL₁ = 140 dB re 1 μPa²s).

De resultaten van de berekeningen leiden tot de volgende conclusies:

- Zonder mitigatie zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op de Noordzee niet uit te sluiten: na de aanleg van alle, in het TNO-scenario opgenomen parken zou de populatiereductie op Noordzeeschaal ruim 40% kunnen bedragen¹⁵;
- De bijdrage van de Nederlandse parken aan het totale effect is ongeveer 20%.

5.7 CUMULATIEVE EFFECTEN NA MITIGATIE (VKA)

5.7.1 Scenario's

Voor het berekenen van de cumulatieve effecten mét toepassing van de in § 3.5.2 en § 4.5.2 beschreven gedifferentieerde geluidsnormen, zijn voor de constructie van de eerste twee kavels van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid de volgende 9 scenario's beschouwd:

- 2 parken in de periode januari - mei, geen overlap in verstoringscontouren (dat betekent 1 paal per 24 uur, dus om en om)
- 1 park in de periode januari - mei, 1 in de periode juni - augustus (verschillende volgorde)
- 1 park in de periode januari - mei, 1 in de periode september - december (verschillende volgorde)
- 1 park in de periode juni - augustus, 1 in de periode september - december (verschillende volgorde)
- 2 parken in periode juni - augustus
- 2 parken in periode september - december

Voor de cumulatie met andere initiatieven is ervan uitgegaan dat in hetzelfde jaar dat deze parken worden gebouwd ook één windpark op het Belgisch Continentaal Plat zal worden aangelegd en dat de heiwerkzaamheden hiervoor vanaf 1 mei zullen plaatsvinden (*worst case*). Er is daarbij gekozen voor het windpark Mermaid, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aannname TNO). Verder is aangenomen dat 30% van het verstoringsoppervlak over het NCP valt. Ook is ervan uitgegaan dat er conform de recent uitgegeven vergunningen een hei-restrictie van kracht is in de periode 1 januari tot en met 30 april, omdat in deze periode de dichtheid van bruinvissen het hoogst is. Bovendien geldt in België een inspanningsverplichting om de geluidsbelasting op 750 meter afstand van de bron niet boven de 185 dB re 1 μPa (SPL-peak) uit te laten komen. Deze norm is iets strenger dan de Duitse norm van maximaal 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ van de SEL_1 op 750 meter (of 190 dB SPL op 750 m). Voor de berekening van het verstoringsoppervlak is van de Duitse norm uitgegaan en is het,

¹⁵ Hierbij dient in aanmerking te worden genomen dat er bij de modelberekeningen met PCoD van is uitgegaan dat de ontwikkeling van de bruinvispopulatie niet dichtheidsafhankelijk is. 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 meer herstelt.

bij deze norm behorende en door TNO berekende over de vier kavels gemiddelde, maximale verstoringsoppervlak voor de Borssele windparken gebruikt (160 km²).

In de berekeningen van cumulatieve effecten is er *worst case* van uitgegaan dat er per etmaal slechts één fundering wordt geheid en dat er dus geen sprake is van overlappende verstoringsoppervlakten (indien sprake is van overlappende verstoringsoppervlakten, zal het totale aantal dierverstoringsdagen afnemen). Als voor de twee windparken alle funderingen op dezelfde dag zouden worden geheid ontstaat volledige overlap van het verstoorte oppervlak, aangezien elke contour een dag 'blijft staan' (zie uitgangspunten in § 2.2).

5.7.2 Cumulatieve effecten op populaties van zeezoogdieren

Bruinvissen

Voor de aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische windpark Belgische windpark Mermaid zijn in cumulatie significant negatieve effecten uit te sluiten. Uit de berekeningen berekeningen zoals weergegeven in onderstaande Tabel 5-6 en

Tabel 5-7 blijkt dat bij aanleg van de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, de maximaal toelaatbare populatiereductie op het NCP van 510 (= 2 x 255) individuen niet wordt overschreden. Als in hetzelfde jaar als de kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ook het Belgische windpark Mermaid zou worden aangelegd, kan de bruinvispopulatie op het NCP met 8 – 10 dieren extra afnemen. De populatiereductie blijft dan nog steeds onder het maximaal toelaatbare aantal van 510 dieren.

Tabel 5-6 Cumulatieve effecten van heigeluid (*worst case*) op bruinvissen op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust Zuid volgens alternatief 1 (63 turbines per kavel).

Jan – mei	Juni – aug	Sep – dec	Impulsdagen	Dierverstorings dagen	Maximale populatiereductie	
					Aantal dieren	% NCP
III, IV			126	32.026	353	0,7
III	IV		126	32.637	360	0,7
III		IV	126	34.144	377	0,7
IV	III		126	33.021	364	0,7
	III, IV		126	33.633	371	0,7
	III	IV	126	35.140	388	0,8
IV		III	126	34.865	385	0,8
	IV	III	126	35.477	391	0,8
		III, IV	126	36.984	408	0,8
Totaal NCP			Minimaal	32.026	353	0,7
			Maximaal	36.984	408	0,8

Tabel 5-7 Cumulatieve effecten van heigeluid (worst case) op bruinvissen op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust Zuid volgens alternatief 2 (38 turbines per kavel).

Jan – mei	Juni – aug	Sep – dec	Impulsdagen	Dierversorings dagen	Maximale populatiereductie	
					Aantal dieren	% NCP
III, IV			76	36.359	401	0,8
III	IV		76	36.275	400	0,8
III		IV	76	37.547	414	0,8
IV	III		76	36.169	399	0,8
	III, IV		76	36.085	398	0,8
	III	IV	76	37.357	412	0,8
IV		III	76	37.514	414	0,8
	IV	III	76	37.430	413	0,8
		III, IV	76	38.702	427	0,8
Totaal NCP			Minimaal	36.085	398	0,8
			Maximaal	38.702	427	0,8

Cumulatieve effecten op de zeehondenpopulatie

Voor zeehonden geldt dat de cumulatieve effecten, ook zonder dat restricties aan het heiseizoen en de hoeveelheid geproduceerd heigeluid worden opgelegd, verwaarloosbaar zijn. Zie hiervoor § 5.2.3.

5.7.3 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

De effecten van heigeluid tijdens het aanleggen van de twee kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in combinatie met het Belgische Mermaid zullen geen gevolgen hebben voor de Nederlandse, in de kustzone gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen. Het betreft de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan. De tijdens de aanleg van de twee kavels optredende verstoringscontouren en Mermaid zijn dermate klein dat er geen sprake is van overlap. De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed, zodat een effect van directe externe werking kan worden uitgesloten. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking). Uit voorgaande paragraaf blijkt, dat voor de aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische windpark Mermaid in cumulatie significant negatieve effecten zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Voor zeehonden geldt dat de cumulatieve effecten als gevolg van directe en indirecte externe werking, ook zonder dat restricties aan het heiseizoen en de hoeveelheid geproduceerd heigeluid worden opgelegd, als niet significant zijn beoordeeld. Zie hiervoor § 5.3.2.

5.7.4 Effecten op beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat bij toepassen van de naar seizoen en naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnormen tijdens de aanleg van de kavels III en IV van kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid de afname van de bruinvispopulatie met grote bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 510 dieren bedragen (= 1% van de bruinvispopulatie bruinvispopulatie op het NCP). Zie ook Tabel 5-6 en

Tabel 5-7. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. Voor **zeehonden** geldt dat de GSI ook zonder dat restricties aan heiseizoen of aantal funderingen worden opgelegd bij de constructie van de twee kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in combinatie met die van een windpark op het Belgisch deel van het Continentaal Plat niet in het geding is (zie § 5.4.2).

5.7.5 Cumulatieve effecten na constructie van windparken op het NCP volgens het SER-akkoord

De afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP volgens het SER-Akkoord (10 kavels van elk 380 MW) zal in principe nooit meer dan 255 dieren per kavel bedragen, omdat dit door de Nederlandse overheid als toetsingscriterium bij de beoordeling van effecten zal worden gebruikt. Met het onlangs voorgestelde stelsel van geluidsnormen, waarin naar seizoen en aantal op te stellen funderingen per park is gedifferentieerd, is dit verzekerd.

5.7.6 Cumulatieve effecten op de totale Noordzee

De bijdrage van de Nederlandse windparken uit het SER-akkoord aan de effecten van het totale, in Heinis & de Jong (2015) beschreven Noordzee-scenario op de bruinvispopulatie van de Noordzee zal door de mitigerende maatregelen afnemen. In de eerdere berekeningen was dat ongeveer 20% (5 x 2 windparken in het voorjaar zonder geluidsnorm). Door het toepassen van gedifferentieerde geluidsnormen zal de Nederlandse bijdrage aan de effecten op de bruinvispopulatie afnemen tot maximaal ongeveer 3% van het totale effect van het Noordzee-scenario.

6 Leemten in kennis

De belangrijkste leemten in kennis met gevolgen voor de omvang van de berekende effecten hebben betrekking op de schatting van effecten op de bruinvispopulatie. Het gaat dan om leemten in kennis op het gebied van het kwantificeren van het aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen, maar ook om de doorvertaling hiervan naar *vital rates*.

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren en dierverstoringsdagen

Het aantal verstoorde dieren wordt berekend door het geschatte verstoringsoppervlak (oppervlakte binnen contour waar de, in met AQUARIUS gegenereerde geluidskaarten de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden) te vermenigvuldigen met de geschatte (niet door onderwatergeluid verstoorde) dierdichtheid in dat gebied voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt.

- Het totale aantal dierverstoringsdagen is berekend door het aantal, op een dag mogelijk verstoorde dieren te vermenigvuldigen met de duur van de verstoring. Uit de tot nu toe beschikbare informatie over de duur van de verstoring is nog geen eenduidig beeld naar voren gekomen. De modeluitkomsten blijken echter relatief gevoelig te zijn voor keuzes die hierin worden gemaakt (8, 24 en 48 uur).
- Voor bruinvissen geldt dat de beschikbare dichtheidsschattingen een grote onzekerheid kennen (95% betrouwbaarheidsinterval rond de hier gebruikte gemiddelde schattingen ligt tussen ongeveer -50% en +100% [Geelhoed et al, 2011]). Ook is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. Hoewel in Deense wateren (zender)onderzoek loopt, waardoor voor individuele dieren vooral voor de regio van Kattegat/Skagerrak meer informatie beschikbaar is (e.g. [Sveegaard, 2011]), zal deze leemte voor de Noordzee niet op korte termijn worden opgevuld. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeuriger schatting te maken van het aantal dieren dat in verschillende tijden van het jaar wordt beïnvloed.
- Voor het NCP is door Wageningen Marine Reserach (voorheen IMARES) op basis van telemetriegegevens een kaart met de ruimtelijke variatie in de dichtheid van gewone zeehonden gemaakt (Aarts e.a. 2016). Voor grijze zeehonden is een dergelijke kaart ook gemaakt (Brasseur e.a. 2010), maar deze is op gegevens van een beperkt aantal dieren gebaseerd en daarom minder betrouwbaar. In de laatste jaren zijn door de monitoring rond windparken op zee veel nieuwe zendergegevens zowel voor grijze zeehond beschikbaar gekomen. Ook is de kwaliteit van de gegevens doordat gps-zenders zijn gebruikt sterk verbeterd. Ontwikkeling van een kaart waarin deze nieuwe gegevens zijn verwerkt, indien mogelijk voor verschillende seizoenen, zou het mogelijk maken een betere schatting van het aantal door geluid verstoorde grijze zeehonden te maken.

Doorvertalen van dierverstoring naar *vital rates*

Bij het bepalen van effecten op de bruinvispopulatie liggen de belangrijkste leemten in kennis op het gebied van de doorvertaling van geluidverstoring van individuele dieren naar effecten op de gezondheid/conditie van dat dier en wat de gevolgen daarvan kunnen zijn op overlevingskans en voortplantingssucces. Deze kennisleemte is in het Interim PCoD model ingevuld door gebruik te maken van schattingen van deskundigen voor de relatie tussen verstoring en *vital rate* in een formeel *expert elicitation* proces. Hoewel het Interim PCoD model op dit moment in feite het enige operationele instrument is om populatie-effecten te kunnen bepalen, zijn er nog veel kanttekeningen bij te zetten. Een deel van de bedenkingen zou kunnen worden weggenomen als meer kwantitatieve informatie beschikbaar zou komen over de relatie tussen verstoring en de gezondheid/conditie van individuele dieren (van verschillende leeftijd). Daarmee wordt het mogelijk een 'full PCoD model' toe te passen (zie Figuur 2-7 in Heinis & de Jong, 2015).

Door de leden van de Werkgroep Onderwatergeluid is met betrekking tot deze stap in de effectberekeningen voor **bruinvissen** een groot aantal kennisleemten benoemd. De volgende aspecten kwamen daarbij naar voren:

- Invloed van verstoring op voedselopname en energieverbruik ('time-budget' analyse): Dit aspect is, meer dan voor andere zeezoogdieren van belang voor bruinvissen, omdat zij relatief klein zijn en regelmatig moeten eten om op gewicht te blijven. Zij zijn daarom relatief gevoelig voor verstoring, omdat dat gevolgen kan hebben voor hun voedselopname. Het gaat om vragen als: bij welke mate van verstoring verbruikt een verstoord dier meer energie dan een niet verstoord dier, bij welke mate van verstoring stopt een dier met foerageren, treedt gewenning op, hoe lang kan een dier zonder eten, onder welke omstandigheden (w.o. duur van vasten, voedselbeschikbaarheid) kan een (tijdelijk) tekort zonder substantiële invloed op de overlevingskans worden aangevuld en hoe hangt dat samen met de periode van het jaar?
- Habitatgeschiktheid: voor bruinvissen is nog niet goed bekend of en zo ja, waarom de gebieden waar (bij momentopnamen) de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven (zie voorgaand punt)? Hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?
- Zogende moeder-jong combinaties: gevoeligheid van combinaties van moeders met nog niet gespeende jongen voor verstoring in vergelijking met solitaire dieren, kan maskering van communicatie door heigeluid daarbij een rol spelen?

Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn veel meer gegevens beschikbaar dan voor de bruinvis. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de 'energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld [Rosen et al, 2007], [Sparling & Fedak, 2004], [Sparling et al, 2007]) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent*

based' model (zie bijvoorbeeld (Nabe-Nielsen et al, 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

7 Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen, & M. Leopold, 2013. Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES report C103/13.
- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Arts, F. 2012. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2011. Rapport RWS Waterdienst BM 12.25.
- 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.
- Binnerts, B., C. de Jong, M. Ainslie, M. Nijhof, Roel Müller & E. Jansen, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound. Sponsored by Rijkswaterstaat. TNO report TNO 2016 R11338.
- Brasseur, S., T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters, E. Dijkman & P. Reijnders, 2010. Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms. IMARES report No C137/10.
- Brasseur, S.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.
- 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.
- 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.
- De Jong, C.A.F & M.A. Ainslie, 2012. Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7. Report TNO 2012 R10081.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- 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.
- Grontmij & Pondera, 2015. Milieueffectrapport kavelbesluit I windenergiegebied Borssele, Addendum bij het MER, Passende Beoordeling. Grontmij rapport GM-0156561.
- Harwood, J., R. Schick & C. Booth, 2014. Using the interim PCOD framework to support a cumulative impact assessment in Netherlands waters," report SMRUM-RWS-2014-014 (unpublished).
- 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. TNO rapport TNO 2015 R10335.

- Kastelein, R.A., L. Hoek, R. Gransier, M. Rambags & N. Claeys, 2014. Hearing frequencies of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. SEAMARCO report 2014-5, Draft version 1.
- 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.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.
- 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.
- Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. Open Journal of Marine Science 2013, 3.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf'. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

BIJLAGE 1 BEREKENINGEN ONDERWATERGELUID DOOR HEIWERKZAAMHEDEN WINDENERGIEGEBIED HOLLANDSE KUST ZUID

Memo TNO (apart bijgevoegd)

Notitie

Aan

Eric Arends (Pondera Consult)
Maarten Jaspers Fajjer (Pondera Consult)
Floor Heinis (HWE)

Van

Bas Binnerts & Christ de Jong

Onderwerp

Onderwatergeluidberekeningen MER Kavelbesluit Hollandse Kust
(projectnr. 060.19053)

Technical Sciences

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

F +31 70 328 09 61

Datum

15 december 2015

Onze referentie

<vnr-ext>

E-mail

bas.binnerts@tno.nl

Doorkiesnummer

+31 88 866 33 09

Doorkiesfax

+31 88 866 65 75

1 Inleiding

Pondera Consult heeft TNO gevraagd om, in het kader van de voorbereiding van de kavelbesluiten voor het offshore windgebied Hollandse Kust, berekeningen uit te voeren aan de effecten die het onderwatergeluid bij de aanleg van het offshore windpark op het onderwaterleven kan hebben.

In het zoekgebied Hollandse kust zijn vier kavels aangewezen waarbinnen windparken gebouwd kunnen worden. Er is in overleg met Pondera en marien ecooloog Floor Heinis (HWE) besloten om de akoestische berekeningen voor 9 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Voor de Milieueffect rapportage (MER) en de Passende Beoordeling (PB) is voor deze locaties onderzocht wat de mogelijke effecten van het onderwatergeluid bij de aanleg zijn. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefundaties is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Bovendien is voor enkele representatieve scenario's berekend tot op welke afstand van de paal het geluid kan leiden tot een tijdelijke of permanente gehoordrempelverhoging (TTS/PTS). Bij de berekeningen zijn de in de werkgroep Onderwatergeluid van Rijkswaterstaat afgesproken procedures en grenswaarden toegepast [Heinis et al 2015].

2 Inhoud

1. Inleiding
 2. Inhoud
 3. Aanpak
 4. Hei locatie en scenario
 5. Bronsterkte van het heigeluid
 6. Omgevingsparameters
 7. Drempelwaarden voor effecten op bruinvissen en zeehonden
 8. Berekeningen en resultaten
 9. Conclusie
 10. Referenties
- A. Berekende mijdingsoppervlakten bruinvissen en zeehonden
B. Enkele geluidverspreidingsgrafieken (cumulatief)

3 Aanpak

De effectafstanden en onderwatergeluidkaarten zijn berekend met behulp van de versie 1.0 van het TNO rekenmodel AQUARIUS. Dit model berekent de ruimtelijke verspreiding van het geluid, op basis van de energie van de heiklappen, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte. AQUARIUS 1.0 is gebaseerd op een benaderingsmethode voor het propagatieverlies die is beschreven in [Weston 1971, 1976]. De heipaals als geluidbron wordt in deze aanpak niet direct gemodelleerd. Het model gaat uit van het onderwatergeluid dat is gemeten tijdens het heien voor het Prinses Amalia windpark [de Jong & Ainslie 2012]. Het gemeten geluid wordt geschaald met de actuele hamerenergie en het AQUARIUS-model wordt gebruikt om het geluidveld vanuit de bestaande meetgegevens te extrapoleren naar grotere afstanden.

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
2/17

4 Hei locatie en scenario

Hei locatie

Er zijn 9 representatieve heilocaties geselecteerd voor de aangewezen 4 kavels. Deze kavels en locaties zijn weergegeven in figuur 1. Tabel 1 geeft de precieze locaties weer inclusief de bijbehorende lokale waterdieptes (berekend met de publieke database <http://portal.emodnet-bathymetry.eu/>). In tegenstelling tot het Borssele windpark varieert de waterdiepte binnen de aangewezen kavels voor Hollandse Kust weinig. De waterdiepte ter plekke van de geselecteerde locaties varieert van ±18 meter (punt 7 dicht bij de kust) tot ±23 meter (punt 2, meest afgelegen). De locaties per kavel zijn zodanig gekozen dat het verschil in afstand tot de kust maximaal is.

Heiscenario

Met betrekking tot het hei-scenario zijn er berekeningen uitgevoerd voor een minimale hei-energie van 1.000 kJ tot een maximale hei-energie van 3.000 kJ. Ook is er gerekend voor een tussenliggende waarde van 2.000 kJ. Binnen deze bandbreedte kunnen zowel monopiles, jackets als tripods worden aangelegd.

Daarnaast is er onderzocht wat het effect is van het toepassen van een bandbreedte aan mitigatiemaatregelen zodat precies wordt voldaan aan een maximale grenswaarde van 'N' dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de SEL_{SS} op 750 m van de heipaals. Er is besloten om 'N' te laten variëren van 160 dB tot 180 dB met stapjes van 1 dB.

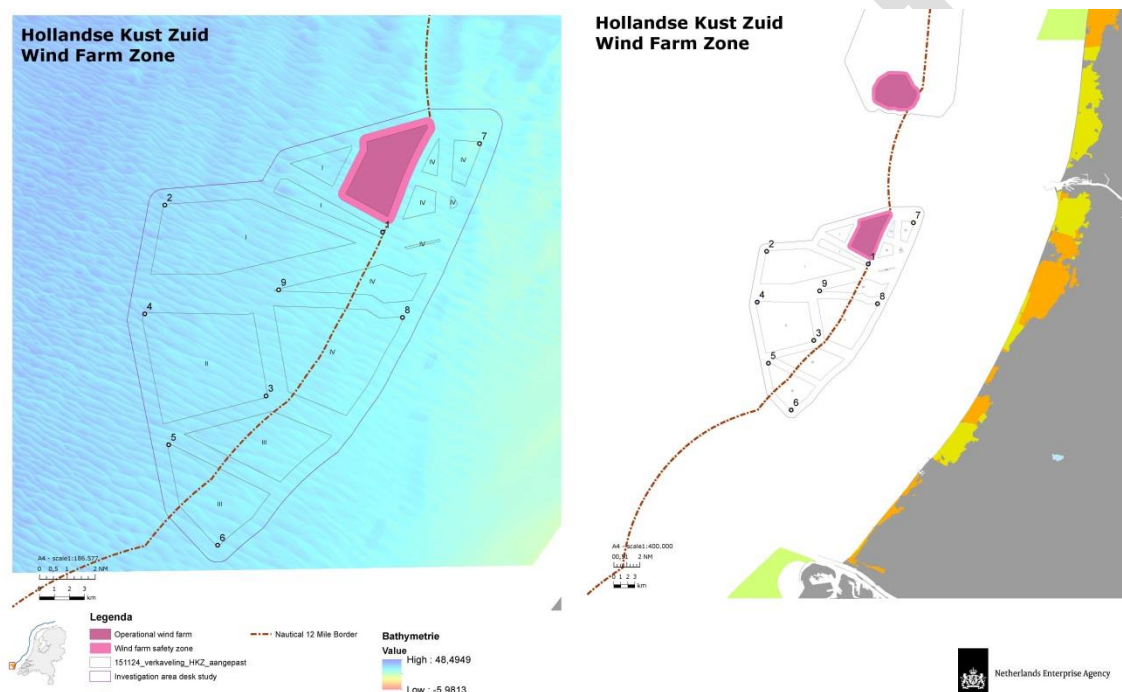
Tabel 1: coördinaten van de 9 geselecteerde heilocaties (in ETRS 1989 UTM 31N).

locatie ID (Figuur 1)	Kavel	X [meter]	Y [meter]	Lokale water diepte [meter]
1	I	578994	5802531	20
2	I	564480	5804336	23
3	II	571225	5791636	21
4	II	563150	5797089	21
5	III	564741	5788385	22
6	III	568005	5781697	21
7	IV	585448	5808421	18
8	IV	580322	5796852	20
9	IV	572073	5798693	21

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
3/17



Figuur 1: Bathymetriekaart (links) van het zoekgebied Hollandse Kust met daarin aangegeven de contouren van de kavels en de 9 representatieve heilocaties. Rechts is een overzichtskaart van de zoekgebieden en locaties waar ook de kustlijn zichtbaar is. Beide figuren zijn aangeleverd door Pondera.

Vervolgens zijn ook berekeningen uitgevoerd van de cumulatieve blootstelling van dieren aan heigeluid, voor de maximale beschouwde hei-energie van 3.000 kJ. Voor dit scenario wordt er uit gegaan van een 'ramp-up' scenario:

- Voor het goed positioneren van de paal wordt in de eerste ca. 10 minuten met een lagere energie en frequentie geheid ('soft start').
- In de daaropvolgende ca. 30 minuten wordt de hei-energie opgevoerd tot maximaal vermogen (= ca. 95% van het volledige vermogen van de heihamer). In deze periode vinden af en toe controles plaats waarin niet wordt geheid.
- Na deze 40 minuten wordt vervolgens ononderbroken op maximaal vermogen geheid.

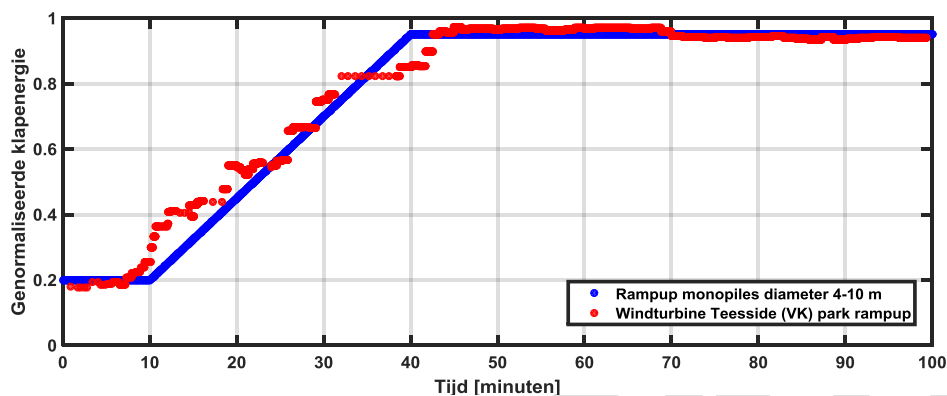
- Uitgangspunt is dat in alle alternatieven voor het heien van één paal maximaal 3.500 heiklappen nodig zijn.
- De uiteindelijke totale aanlegduur (periode van heien) bedraagt circa 1,5 tot maximaal 2 uur per monopile.

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
4/17

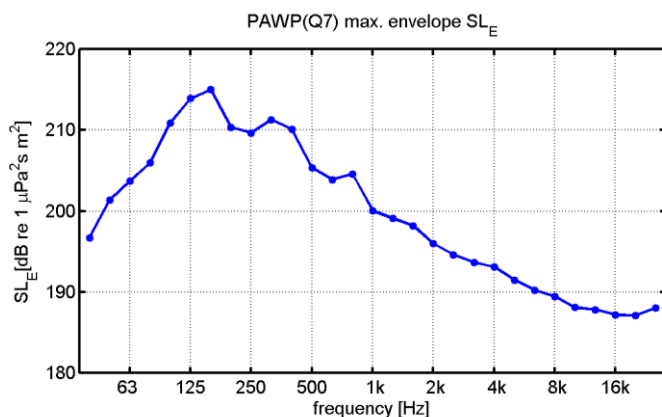
Het hierboven beschreven 'ramp-up' scenario's is gestileerd op basis van een representatief heiscenario van de windturbinefundatie voor het Teesside park in het Verenigd Koninkrijk. De waterdiepte (20 m) en paaldiameter (4,6 m) bij dit project worden geacht voldoende representatief te zijn voor Borssele. Figuur 2 toont het oorspronkelijke en gestileerde hei scenario. Elke stip correspondeert met een heiklap. Het totale aantal klappen is 3500. De heiklap energie wordt verkregen door de 'genormaliseerde klapenergie' te vermenigvuldigen met de maximale hei-energie.



Figuur 2 Scenario voor het verloop van de genormaliseerde klapenergie als functie van de tijd gedurende het heien, gebaseerd op door aannemersbedrijf Van Oord aangeleverde gegevens van een fundatie voor een windturbine in het Teesside (VK) park.

5 Bronsterkte van het heigeluid

We gaan er van uit dat het heigeluid zoals gemeten bij het Prinses Amaliawindpark (Q7) [de Jong & Ainslie 2012] als maatgevend mag worden beschouwd voor het heien van windturbinefundaties in het zoekgebied Hollandse Kust. Met behulp van het AQUARIUS model is in [Ainslie et al 2012] een schatting gemaakt van het propagatieverlies PL van het geluid van een puntbron, midden in de waterkolom op de heilocatie, naar de verschillende meetlocaties voor Q7 (21 m waterdiepte, 'medium sand' sediment, 4,5 m/s wind op 10 m hoogte). Door het berekende propagatieverlies (PL) bij de gemeten geluidbelasting (SEL) op te tellen is een schatting gemaakt van de spectra van een energiebronsterkte $SL_E = SEL + PL$ [TNO 2012] per heiklap voor de verschillende meetpunten. De bovengrens van deze schattingen (Figuur 3) wordt hier gebruikt als input voor de AQUARIUS berekening van de geluidverspreiding bij het heien voor Hollandse Kust. De over de frequentiebanden gesommeerde SL_E per heiklap is 221 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$. De laagste schattingen van de SL_E uit de diverse meetpunten bij Q7 is 215 dB re $1 \mu Pa^2 s m^2$.



Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
5/17

Figuur 3: Geschatte bovengrens voor het energie bronniveau spectrum (1/3-octaf) voor het heigeluid, gebaseerd op de meetresultaten van Q7 (zie de tekst).

Bij de in beschouwing genomen fundatietypes voor Hollandse Kust is de toegepaste heil-energie groter dan de 800 kJ die bij Q7 is toegepast. Aannemend dat een vast percentage van de klapenergie wordt omgezet in geluidenergie, zou het energiebronniveau bij een veronderstelde klapenergie van 1.000 kJ, 2.000 kJ en 3.000 kJ daardoor respectievelijk 1 dB, 4dB en 6 dB groter¹ zijn. Bij gebrek aan meetgegevens bij deze hogere heil-energie nemen we voornamelijk aan dat de spectrale verdeling niet verandert.

6 Omgevingsparameters

De geluidverspreiding is uitgerekend voor de in Tabel 2 gegeven waarden van de geschatte omgevingsparameters.

Tabel 2: Omgevingsparameters voor de propagatieberekeningen

Waterdiepte bij heipaal	Zie Tabel 1
Bodem type [Ainslie 2010]	'medium sand'
Bodem geluidssnelheid	1785 m/s
Bodem dichtheid	2086 kg/m ³
Bodem absorptie	0,88 dB/golflengte
Zeewater geluidssnelheid	1490 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m ³
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s c.q. 6,5 m/s

Wind boven zee verstoort het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt. Daardoor neemt het propagatieverlies toe bij toenemende windsnelheid. Dat effect is vooral merkbaar bij windsnelheden (op 10 m boven het wateroppervlak) groter dan 3 tot 4 m/s. Bij de berekening van de geluidverspreiding wordt daarom uitgegaan van twee windsnelheden:

- i. 0 m/s, als 'worst case';
- ii. een gemiddelde windsnelheid op de beoogde planlocatie. Voor Hollandse Kust hebben we daarvoor 6,5 m/s op 10 m boven het zeeoppervlak) gekozen.

¹ De toename van de energie met een factor komt overeen met een toename van het energieniveau met respectievelijk $10\log_{10}(1000/800) \approx 1$ dB, $10\log_{10}(2000/800) \approx 4$ dB en $10\log_{10}(3000/800) \approx 6$ dB.

7 Drempelwaarden voor effecten op bruinvissen en zeehonden

De berekening van de geluidverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Dat aantal hangt samen met het voorkomen van dieren binnen een afstand tot de heipaal waarbinnen het blootstellingsniveau een drempelwaarde overschrijdt waarbij die effecten mogelijk optreden.

In navolging van [Southall et al 2007] onderscheiden we gedragseffecten en fysiologische effecten (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel en PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) ten gevolge van onderwatergeluid. Voor beide typen effecten worden in [Southall et al 2007] drempelwaarden voorgesteld, maar zijn uit onderzoek in Nederland en Duitsland ook recentere gegevens beschikbaar, die meer specifiek toepasbaar zijn voor de bruinvissen en zeehonden in de Noordzee. De te hanteren drempelwaarden voor mijding zijn op basis van consensus gekozen in een door Rijkswaterstaat (RWS) georganiseerde werkgroep 'onderwatergeluid' [Heinis et al 2015], zie Tabel 3. Ook de in Tabel 3 gegeven zwemsnelheden waarmee de dieren vluchten zijn binnen de RWS werkgroep besproken en vastgesteld. Ze zijn gebaseerd op een gezamenlijke interpretatie van gegevens uit diverse publicaties uit de wetenschappelijke en 'grijze' literatuur.

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
6/17

Tabel 3: In deze studie gehanteerde drempelwaarden en zwemsnelhedenvoor mijding van heigeluid door bruinvissen en zeehonden

	Bruinvis	Zeehond
mijding	$SEL_{SS} > 140 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{SS,W} > 145 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
TTS-onset	$SEL_{CUM} > 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 171 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
TTS(1 uur)	$SEL_{CUM} > 169 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 176 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
PTS-onset	$SEL_{CUM} > 179 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	$SEL_{CUM,W} > 186 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$
Vluchtsnelheid	3,4 m/s (12,2 km/u).	4,9 m/s (17,6 km/u)

8 Berekeningen en resultaten

Er zijn 864 ($2 \times 2 \times (3+21) \times 9$) scenario's doorgerekend voor het bepalen van de mijdingscontouren ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de windturbinefundaties in het gebied Hollandse Kust:

- Voor 2 diersoorten (bruinvis en zeehond)
- Voor 2 windsnelheden (0 m/s en 6,5 m/s)
- Voor 3 hei-energieën (1.000 kJ, 2.000 kJ en 3.000 kJ) en voor heien met geluidsnorm $SEL_{SS}(750 \text{ m}) \leq 160$ tot 180 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ met stappen van 1 dB
- Voor 9 fundatielocaties

De variabele geluidsnorm is in rekening gebracht door het verschil tussen de maximale (rondom de heipaal in het horizontale vlak) berekende SEL_{SS} op 750 m en de norm waarde overal van de berekende SEL_{SS} af te trekken. Merk hierbij op dat het berekende SEL_{SS} op 750 m voor de kleinste hei-energie van 1.000 kJ kleiner is dan de hoogste geluidsnormen (177/178 dB tot 180 dB) (zie tabel 5 en appendix A), dus kan in die gevallen zonder extra maatregelen aan de norm voldaan worden. Er zijn geluidkaarten berekend voor de SEL_{SS} (bruinvis) en $SEL_{SS,W}$ (zeehond) voor de 864 scenario's voor een zwemdiepte van 1 m boven de zeebodem bij de maximale klapenergie, rekening houdend met de bathymetrie rond het park. In de berekende geluidkaarten zijn de contourlijnen berekend bij de drempelwaarden voor mijding (Tabel 3).

Op basis van dergelijke kaarten is het totale oppervlakte berekend binnen de contourlijn waarbinnen verwacht wordt dat dieren van de geluidbron weg zullen vluchten. Tabel 4 geeft de mijdingsoppervlakken weer voor de berekende scenario's voor de drie hei-energieën en het $SEL_{SS} = 160$ dB re $1\mu Pa^2s$ op 750 meter scenario. De oppervlaktes zijn het gemiddelde van het scenario met en zonder wind.

Datum
15 december 2015

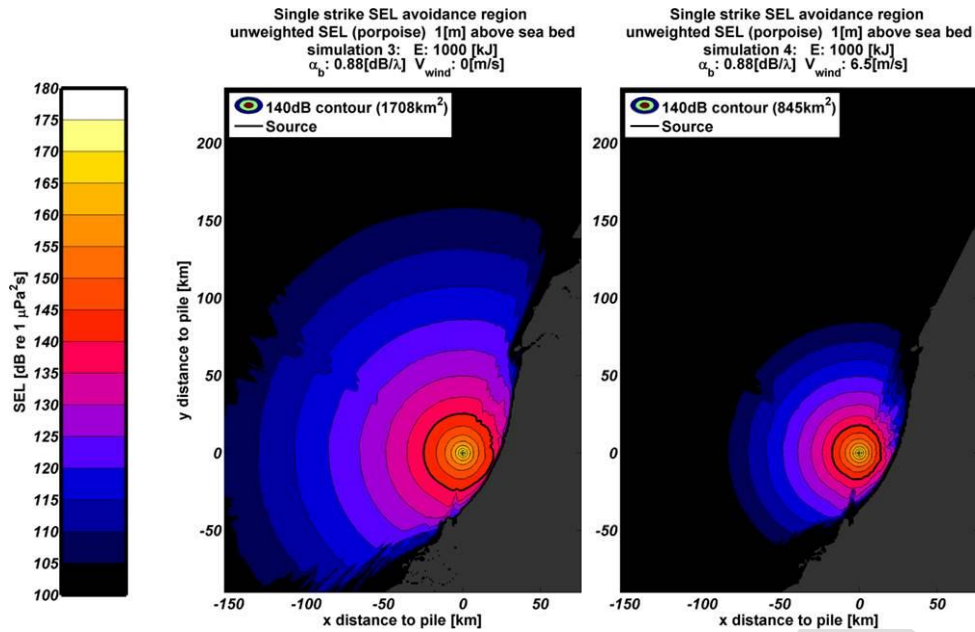
Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
7/17

Tabel 4: Berekend mijdingsoppervlak (in km²) voor bruinvissen en zeehonden, voor de 9 heilocaties, 3 hei-energieën en voor een norm van 160 dB re $1\mu Pa^2s$ op 750 m. De vermelde waarde is het gemiddelde oppervlakte van de berekening met en zonder wind. Rood geeft het grootste berekende oppervlakte per scenario weer en groen het kleinste.

Dier	bruinvis				Zeehond			
	1.000 kJ	2.000 kJ	3.000 kJ	160 dB @750m	1.000 kJ	2.000 kJ	3.000 kJ	160 dB @750m
Loc 1	1277	1812	2210	98	651	986	1237	40
Loc 2	1711	2507	3090	122	847	1306	1660	48
Loc 3	1416	2028	2452	121	729	1100	1379	51
Loc 4	1628	2366	2906	117	810	1245	1575	46
Loc 5	1559	2225	2704	135	799	1214	1522	55
Loc 6	1353	1899	2308	127	726	1071	1315	50
Loc 7	1052	1493	1812	77	551	825	1024	31
Loc 8	1177	1672	2011	112	622	925	1147	46
Loc 9	1447	2111	2577	126	735	1121	1411	52

De contouren horende bij de 864 scenario's zijn digitaal beschikbaar gesteld aan Pondera. De bijbehorende oppervlaktes en contouren zijn te vinden in appendix A. Tabel 5 geeft het berekende SEL_{SS} weer voor het geval waarin geen geluid reducerende mitigatiemaatregelen wordt toegepast voor de drie beschouwde hei energieën. Figuur 4 geeft een voorbeeld van een berekende contour zoals gegenereerd door Aquarius 1.0. Het gemiddelde van de twee oppervlaktes $(1708+845)/2=1277$ komt overeen met de waarde gedocumenteerd in tabel 4 (loc 1 en 1.000 kJ).



Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
8/17

Figuur 4: Paal locatie 1 (1000 kJ, wind 0 m/s (links) en 6.5 m/s (rechts)): berekende verdeling van de SEL_{SS} op een diepte van 1 m boven de zeebodem, voor bruinvissen. De zwarte lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor mijdingsgedrag (Tabel 3) wordt overschreden.

Tabel 5: Berekende SEL_{SS} in dB re 1 µPa_rs voor de drie hei energieën op 750 m afstand van de 9 geselecteerde paal locaties. Voor de lagere hei-energie van 1.000 kJ is het berekende SEL_{SS} op 750m lager dan het scenario met "lichte mitigatie" waarbij het niveau op 750m op 177-180 dB is genormaliseerd.

	1.000 kJ	2.000 kJ	3.000 kJ
Loc 1	176	179	181
Loc 2	176	179	181
Loc 3	176	179	181
Loc 4	176	179	181
Loc 5	176	179	180
Loc 6	176	179	181
Loc 7	177	180	182
Loc 8	176	179	180
Loc 9	176	179	180

TTS/PTS

Daarnaast is er ook gekeken naar de cumulatieve blootstelling van dieren aan onderwatergeluid gedurende het heien van een complete paal voor de maximale waterdiepte binnen het gebied (23 m). In deze berekeningen is rekening gehouden met een realistisch heiscenario (Figuur 2) en met mijdingsgedrag van de dieren.

Daarbij is een in de RWS werkgroep vastgesteld scenario gehanteerd, dat een realistische 'worst case' simuleert. Omdat de ontvangen geluidniveaus nabij het wateroppervlak overal lager zijn dan de geluidniveaus op grotere diepte gaan we er van uit dat alle dieren zich bij aanvang van het heien op een vaste positie op 1 m van de bodem bevinden. Aangenomen wordt dat de dieren na het waarnemen

van de tweede klap voldoende informatie hebben verzameld om op het geluid te reageren. Vanaf klap 3 bevinden alle dieren zich in de berekeningen op dezelfde locatie als bij de eerste twee klappen, maar dan op 1 m van het wateroppervlak. Vanaf die derde klap vluchten de blootgestelde dieren van de paal weg, met de in Tabel 3 gegeven constante snelheid en op een constante diepte, zo lang de ontvangen SEL_{SS} boven de drempelwaarde voor mijdingsgedrag valt. Vanaf het moment dat de ontvangen SEL_{SS} beneden de drempelwaarde voor mijdingsgedrag valt blijven de dieren stationair. De SEL_{CUM} hangt daarmee af van de positie waar het dier zich bevindt bij de aanvang van het heien.

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
9/17

In appendix B zijn ter illustratie enkele grafieken opgenomen waaruit de effectafstanden voor mijding en fysiologische effecten kunnen worden afgelezen. Deze figuren tonen de berekende blootstelling (SEL_{SS} en SEL_{CUM}) als functie van de afstand van het dier tot de heipaal. Dieren die zich bij aanvang van het heien binnen de afstand bevinden waarbij het geluid een mijdingsreactie veroorzaakt, zwemmen tijdens het heien naar de rand van dit gebied. De uiteindelijke SEL_{CUM} hangt af van de positie waar het dier zich bevindt bij de aanvang van het heien. De resulterende effectafstanden zijn samengevat in Tabel 6.

Tabel 6: Berekend effectafstanden (km) voor zeehonden en bruinvissen, in een uniforme waterdiepte van 23 m, voor minimale en maximale hei-energie en twee windsnelheden.

Dier	Zeehond				Bruinvis			
	1000	1000	3000	3000	1000	1000	3000	3000
Hei-energie [kJ]	1000	1000	3000	3000	1000	1000	3000	3000
Windsnelheid [m/s]	0	6,5	0	6,5	0	6,5	0	6,5
mijdingsafstand 1 m boven zeebodem (km)	19,0	14,5	27,8	20,3	28,8	21,0	40,4	28,3
mijdingsafstand 1 m onder zeeoppervlak (km)	6,5	4,4	9,9	6,5	10,3	6,9	15,1	9,9
afstand voor TTS-onset (km)	13,6	8,8	19,7	12,5	23,5	14,9	32,5	20,3
afstand voor TTS(1 uur) (km)	9	6	13,4	8,7	16,2	10,6	23,1	14,7
afstand voor PTS-onset (km)	0,2	0,2	0,4	0,3	1,1	0,7	2,7	1,5

Tabel 7 geeft de berekende effectafstanden voor het geval waarin geluid reducerende mitigatiemaatregelen worden toegepast waarmee juist wordt voldaan aan de door de Duitse overheid gehanteerde grenswaarde van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de SEL_{SS} op 750 m van de heipaal.

Tabel 7: Berekend effectafstanden (km) voor zeehonden en bruinvissen, in een uniforme waterdiepte van 23 m, bij toepassen van een geluidsnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de SEL_{SS} op 750 m van de heipaal.

Dier	Zeehond		Bruinvis	
Windsnelheid [m/s]	0	6,5	0	6,5
mijdingsafstand 1 m boven zeebodem (km)	3,3	2,9	6,2	5,3
mijdingsafstand 1 m onder zeeoppervlak (km)	1,1	0,8	1,9	1,4
afstand voor TTS-onset (km)	2,7	1,9	5,4	3,9
afstand voor TTS(1 uur) (km)	1,6	1,1	3,4	2,5
afstand voor PTS-onset (km)	0,0	0,0	0,03	0,03

9 Conclusie

Dit memo geeft de resultaten van een berekening van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien voor windturbinefundaties in het gebied Hollandse Kust mogelijke kan leiden tot mijdingsgedrag van bruinvissen en zeehonden.

Bij het beoordelen van de berekende mijdingsafstanden dient rekening gehouden te worden met de vele onzekerheden in berekeningen en grenswaarden. De berekeningsresultaten geven een indicatie van de orde van grootte van de afstanden tot de heipaal waarop het onderwatergeluid kan leiden tot mijdingsgedrag of gehoordrempelverhoging (TTS/PTS).

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
10/17

Concept

10 Referenties

Ainslie 2010, Principles of Sonar Performance Modeling. Springer-Praxis

Ainslie et al 2012, 'What is the source level of pile-driving noise in water?' In The Effects of Noise on Aquatic Life, edited by Popper & Hawkins (Springer), pp 445-448.

Heinis, de Jong & RWS werkgroep onderwatergeluid 2015, Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren, TNO rapport TNO 2015 R10335

de Jong & Ainslie 2012, report TNO 2012 R10081 'Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7' (update of TNO report MON-RPT-033-DTS-2007-03388)

Southall et al 2007, 'Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations', Aquatic Mammals 33 (4), pp 411-521

Weston 1971, 'Intensity-range relations in oceanographic acoustics', Journal of Sound and Vibration 18(2), pp 271-287

Weston 1976, 'Propagation in water with uniform sound velocity but variable-depth lossy bottom', Journal of Sound and Vibration 47(4), pp 473-483

Datum

15 december 2015

Onze referentie

<vnr-ext>

Blad

11/17

Concept

A. Berekende mijdingsoppervlakten bruinvissen en zeehonden

De tabellen hieronder geven de berekende mijdingsoppervlakten (in km²) voor bruinvissen en zeehonden voor de 9 geselecteerde locaties, 3 hei-energieën en 21 norm criteria, met en zonder wind en het afgeleide gemiddelde mijdingsoppervlakte.

De twee figuren visualiseren de beschikbaar gestelde shapefiles (alle contouren die horen bij de hierboven genoemde mijdingoppervlakten).

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
12/17

Concept

Porpoise	loc 1			loc 2			loc 3		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	1708	845	1277	2237	1185	1711	1864	968	1416
2000 kJ	2452	1171	1812	3325	1689	2507	2702	1353	2028
3000 kJ	3004	1416	2210	4127	2053	3090	3291	1612	2452
160 dB	115	81	98	140	103	122	140	102	121
161 dB	138	95	117	169	118	144	167	120	144
162 dB	158	112	135	201	144	173	198	138	168
163 dB	192	132	162	241	168	205	240	163	202
164 dB	225	149	187	285	199	242	288	190	239
165 dB	262	172	217	335	229	282	334	222	278
166 dB	310	197	254	399	263	331	388	253	321
167 dB	367	227	297	472	309	391	463	296	380
168 dB	432	267	350	547	358	453	547	334	441
169 dB	499	300	400	646	408	527	642	388	515
170 dB	591	344	468	768	471	620	740	441	591
171 dB	686	391	539	903	537	720	854	503	679
172 dB	796	442	619	1054	619	837	987	570	779
173 dB	919	506	713	1219	702	961	1151	644	898
174 dB	1068	573	821	1425	805	1115	1325	731	1028
175 dB	1241	643	942	1657	924	1291	1527	820	1174
176 dB	1424	727	1076	1910	1045	1478	1742	920	1331
177 dB	1633	809	1221	2205	1173	1689	1975	1027	1501
178 dB	1867	913	1390	2526	1319	1923	2251	1152	1702
179 dB	2098	1015	1557	2883	1488	2186	2543	1279	1911
180 dB	2358	1133	1746	3280	1664	2472	2852	1421	2137
	loc 4			loc 5			loc 6		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	2133	1122	1628	2021	1097	1559	1744	961	1353
2000 kJ	3145	1586	2366	2914	1535	2225	2500	1298	1899
3000 kJ	3896	1916	2906	3573	1835	2704	3084	1531	2308
160 dB	135	98	117	156	114	135	147	106	127
161 dB	160	114	137	187	128	158	170	120	145
162 dB	196	135	166	216	153	185	208	145	177
163 dB	231	158	195	266	181	224	247	163	205
164 dB	278	184	231	320	211	266	287	196	242
165 dB	330	221	276	378	250	314	332	219	276
166 dB	383	254	319	439	288	364	390	258	324
167 dB	449	293	371	522	330	426	468	294	381
168 dB	533	342	438	608	381	495	549	335	442
169 dB	627	386	507	713	439	576	639	384	512
170 dB	742	447	595	840	504	672	740	438	589
171 dB	867	517	692	970	577	774	840	510	675
172 dB	1007	590	799	1123	654	889	968	583	776
173 dB	1176	670	923	1304	742	1023	1107	648	878
174 dB	1370	764	1067	1512	840	1176	1263	730	997
175 dB	1590	866	1228	1722	943	1333	1437	815	1126
176 dB	1840	981	1411	1967	1068	1518	1629	909	1269
177 dB	2107	1109	1608	2219	1192	1706	1834	1003	1419
178 dB	2389	1249	1819	2500	1338	1919	2081	1111	1596
179 dB	2747	1405	2076	2813	1494	2154	2343	1225	1784
180 dB	3118	1575	2347	3177	1660	2419	2642	1357	2000
	loc 7			loc 8			loc 9		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	1423	681	1052	1561	792	1177	1912	982	1447
2000 kJ	2046	939	1493	2240	1103	1672	2830	1391	2111
3000 kJ	2502	1121	1812	2723	1299	2011	3484	1670	2577
160 dB	91	63	77	133	91	112	148	103	126
161 dB	103	72	88	157	109	133	172	122	147
162 dB	126	88	107	188	123	156	208	142	175
163 dB	146	100	123	216	144	180	250	167	209
164 dB	175	114	145	257	165	211	298	194	246
165 dB	203	134	169	304	191	248	348	228	288
166 dB	236	152	194	357	220	289	403	260	332
167 dB	278	177	228	418	250	334	475	303	389
168 dB	330	196	263	486	290	388	562	350	456
169 dB	388	226	307	562	328	445	661	393	527
170 dB	448	256	352	660	372	516	771	449	610
171 dB	525	289	407	769	425	597	886	516	701
172 dB	608	332	470	896	478	687	1041	586	814
173 dB	706	374	540	1026	541	784	1207	670	939
174 dB	818	427	623	1168	610	889	1396	759	1078
175 dB	944	478	711	1326	683	1005	1605	847	1226
176 dB	1082	537	810	1511	767	1139	1835	951	1393
177 dB	1239	598	919	1708	860	1284	2093	1068	1581
178 dB	1396	668	1032	1927	961	1444	2388	1189	1789
179 dB	1587	743	1165	2175	1072	1624	2723	1345	2034
180 dB	1798	833	1316	2428	1175	1802	3073	1485	2284

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
13/17

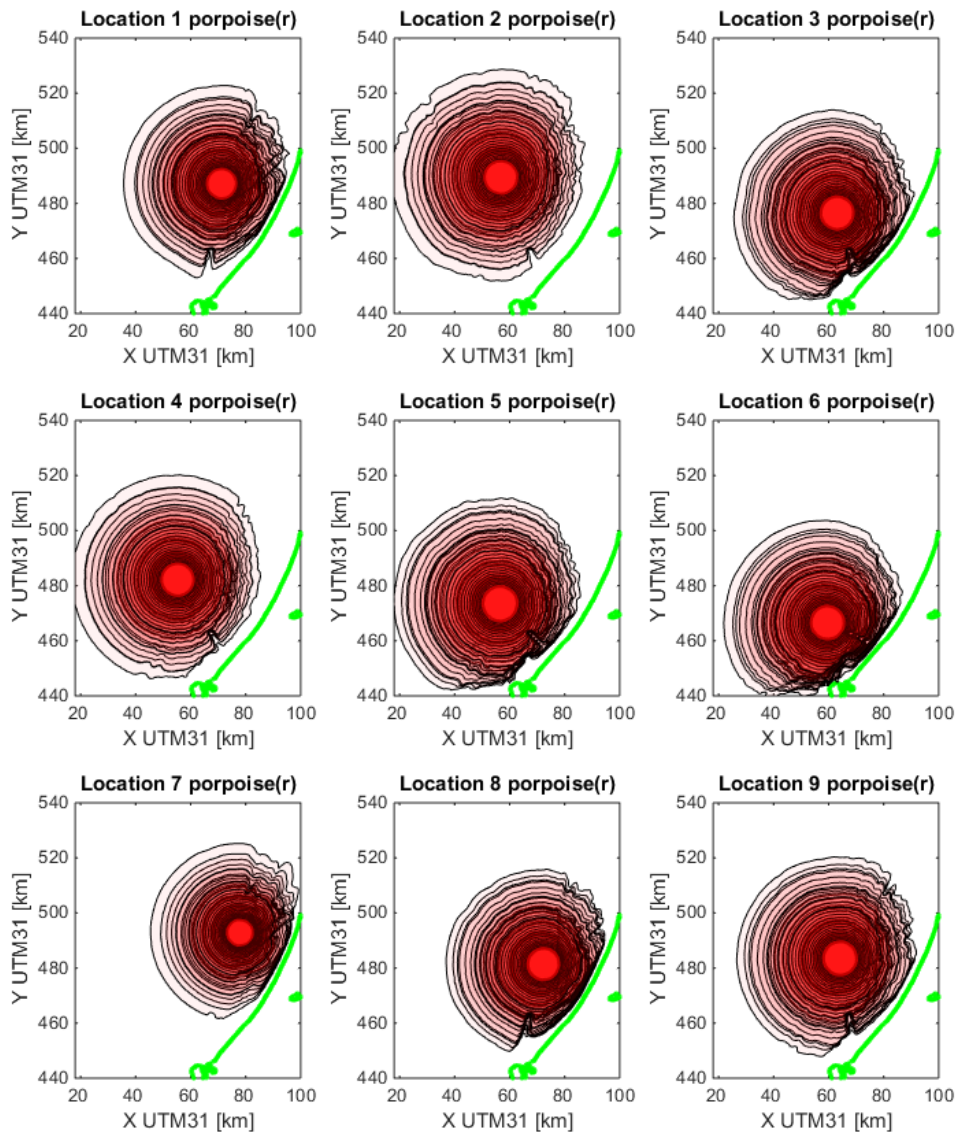
SEAL	loc 1			loc 2			loc 3		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	807	437	622	1017	590	803,5	884	505	694,5
2000 kJ	1271	644	957,5	1618	892	1255	1375	744	1059,5
3000 kJ	1620	795	1207,5	2108	1109	1608,5	1765	915	1340
160 dB	37	28	33	42	31	37	48	34	41
161 dB	43	33	38	53	40	47	57	41	49
162 dB	56	41	49	64	49	57	70	50	60
163 dB	66	47	57	79	58	69	84	58	71
164 dB	82	58	70	99	70	85	102	72	87
165 dB	100	67	84	118	86	102	126	85	106
166 dB	121	81	101	147	101	124	152	102	127
167 dB	144	96	120	174	119	147	185	122	154
168 dB	172	114	143	212	146	179	219	142	181
169 dB	203	135	169	259	169	214	262	165	214
170 dB	246	153	200	308	204	256	307	195	251
171 dB	288	179	234	373	236	305	363	229	296
172 dB	339	205	272	434	277	356	435	266	351
173 dB	401	239	320	516	323	420	511	308	410
174 dB	478	277	378	612	378	495	601	358	480
175 dB	565	321	443	720	433	577	707	410	559
176 dB	658	366	512	854	507	681	821	476	649
177 dB	766	419	593	1001	576	789	954	539	747
178 dB	889	479	684	1173	668	921	1106	615	861
179 dB	1038	544	791	1363	762	1063	1282	696	989
180 dB	1204	617	911	1588	878	1233	1476	788	1132
	loc 4			loc 5			loc 6		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	981	556	768,5	961	553	757	872	514	693
2000 kJ	1563	832	1197,5	1515	828	1171,5	1320	742	1031
3000 kJ	2010	1047	1528,5	1919	1026	1472,5	1656	903	1279,5
160 dB	42	31	37	52	34	43	48	32	40
161 dB	52	40	46	61	47	54	54	40	47
162 dB	65	46	56	77	52	65	72	52	62
163 dB	78	56	67	89	66	78	84	60	72
164 dB	96	67	82	114	78	96	106	72	89
165 dB	117	81	99	141	91	116	122	86	104
166 dB	141	98	120	164	115	140	152	106	129
167 dB	172	116	144	206	132	169	182	120	151
168 dB	205	136	171	241	159	200	215	147	181
169 dB	250	165	208	287	187	237	261	170	216
170 dB	298	193	246	345	216	281	312	202	257
171 dB	360	228	294	408	256	332	366	231	299
172 dB	421	263	342	478	300	389	435	269	352
173 dB	500	308	404	571	349	460	517	313	415
174 dB	592	359	476	678	403	541	600	361	481
175 dB	697	420	559	792	466	629	699	415	557
176 dB	822	483	653	925	536	731	811	479	645
177 dB	968	548	758	1082	612	847	922	544	733
178 dB	1132	630	881	1254	703	979	1073	615	844
179 dB	1321	720	1021	1454	801	1128	1226	699	963
180 dB	1539	823	1181	1679	900	1290	1400	790	1095
	loc 7			loc 8			loc 9		
	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean	no wind	wind	mean
1000 kJ	698	359	528,5	771	410	590,5	891	504	697,5
2000 kJ	1081	524	802,5	1186	604	895	1413	753	1083
3000 kJ	1364	645	1004,5	1486	746	1116	1814	928	1371
160 dB	29	21	25	47	32	40	48	34	41
161 dB	36	24	30	54	38	46	57	43	50
162 dB	43	32	38	66	49	58	71	52	62
163 dB	53	39	46	81	54	68	87	58	73
164 dB	66	44	55	96	66	81	107	75	91
165 dB	76	52	64	117	80	99	129	88	109
166 dB	97	64	81	141	92	117	156	105	131
167 dB	114	72	93	167	111	139	190	124	157
168 dB	136	90	113	198	128	163	224	148	186
169 dB	157	101	129	237	149	193	270	170	220
170 dB	185	119	152	282	175	229	317	198	258
171 dB	223	138	181	332	197	265	370	238	304
172 dB	263	159	211	387	232	310	446	273	360
173 dB	311	184	248	458	267	363	527	314	421
174 dB	361	212	287	541	306	424	623	363	493
175 dB	429	237	333	634	352	493	735	424	580
176 dB	502	272	387	743	399	571	856	483	670
177 dB	591	311	451	868	454	661	994	553	774
178 dB	684	353	519	998	517	758	1162	631	897
179 dB	788	396	592	1145	583	864	1351	717	1034
180 dB	914	458	686	1296	662	979	1556	814	1185

Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
14/17

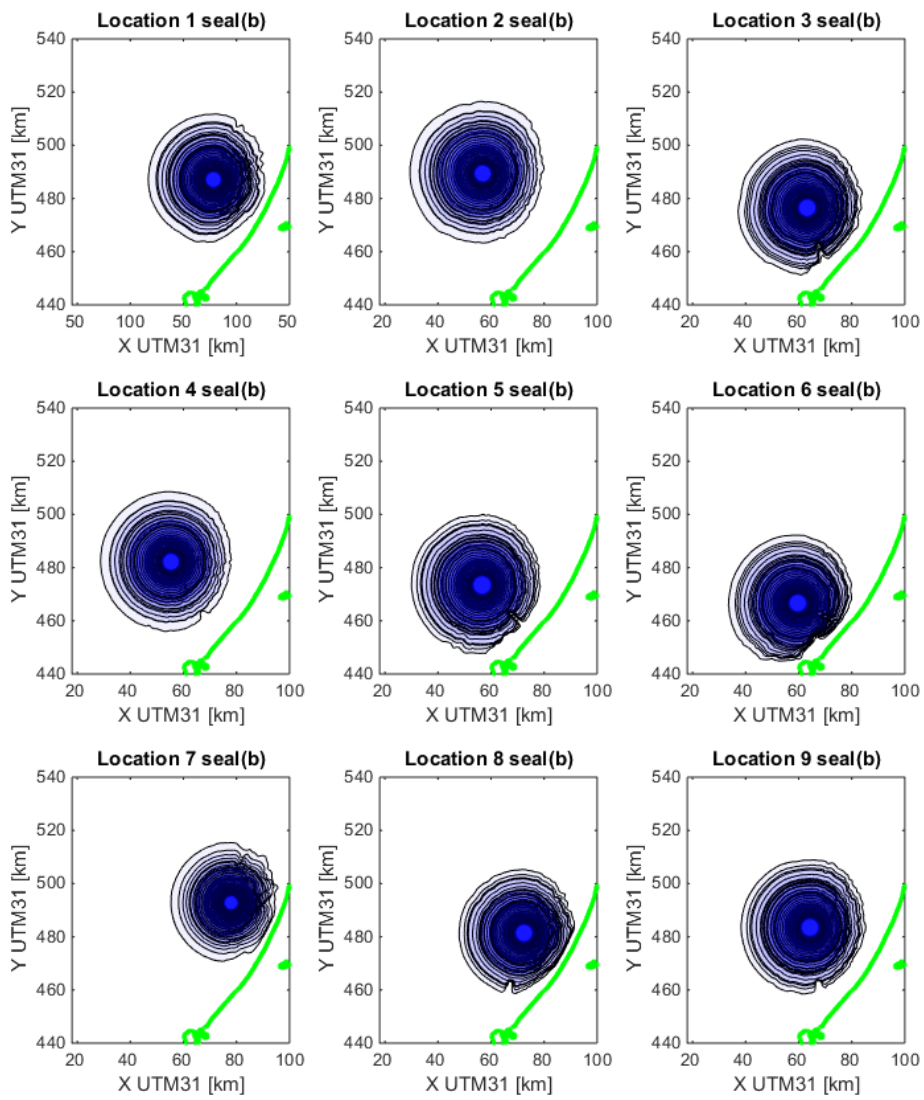




Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
15/17

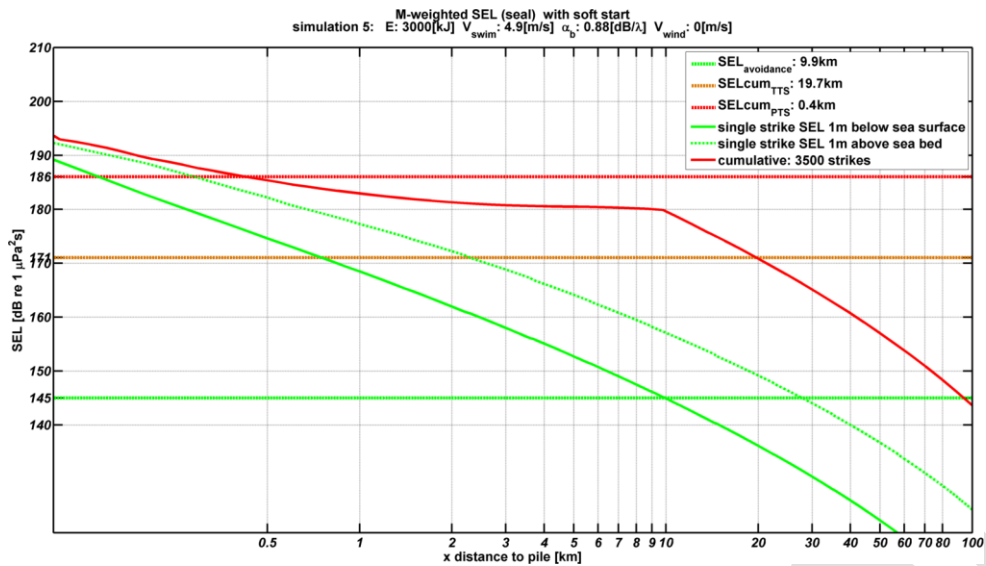


Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
16/17

B. Enkele geluidverspreidingsgrafieken voor cumulatieve blootstelling

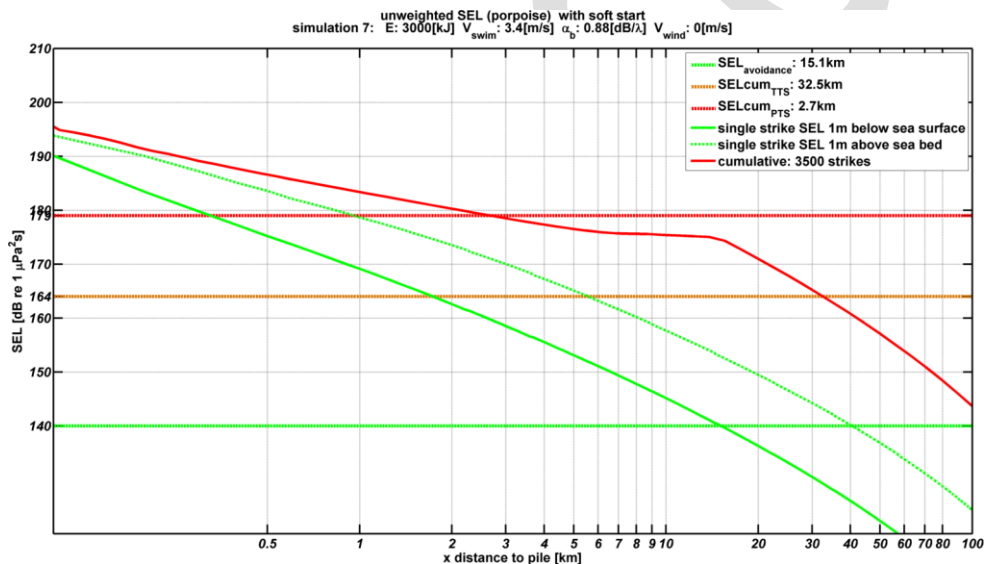


Datum
15 december 2015

Onze referentie
<vnr-ext>

Blad
17/17

Voorbeeld scenario 1: (Diepte 23 m, 3000 kJ, wind 0 m/s, zeehonden): berekende verdeling van de $SEL_{SS,W}$ op een diepte van 1 m onder de waterspiegel (groene doorgetrokken lijn) en op 1 m boven de zeebodem (groene gestippelde curve) en de $SEL_{CUM,W}$ (rode doorgetrokken lijn), als functie van de afstand tot de paal waarop het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. Het snijpunt van de groene curven (SEL_{SS}) met de groene horizontale lijn geven de mijdingsafstanden voor zeehonden op twee dieptes. De snijpunten van de rode lijn met de rode en oranje horizontale lijnen geven de 'PTS-afstand' en 'TTS-afstand', zie Tabel 3.



Voorbeeld scenario 2: (Diepte 23 m, 3000 kJ, wind 0 m/s, bruinvissen): berekende verdeling van de SEL_1 op twee dieptes en de SEL_{CUM} (zie verder het bijschrift bij voorbeeld Scenario 1)

BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMING WET NATUURBESCHERMING KAVEL III/IV

1 INLEIDING

In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energie-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot de Wet Natuurbescherming (Wnb) geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De Wnb vervangt per 1 januari 2017 de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet.

De aparte status van Wwoz verandert niet met de introductie van de Wnb. Zo moet normaliter bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing worden aangevraagd. In de Wwoz wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van 'Vrijstellingen'.

2 VOGELS

2.1 Inleiding

In Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden naar schatting jaarlijks respectievelijk 1.212 en 1.285 vogels slachtoffer van een aanvaring met windturbines bij het worst-case alternatief van 63 * 6 MW turbines met een rotordiameter van 142 m. Als gevolg van habitatverlies worden respectievelijk 48 en 71 slachtoffers verwacht (zie Tabel VII.1a en b en het MER). Het betreft vooral vogels op seizoenstrek, maar ook zeevogels die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

De aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen. Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Deze dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen en daaruit volgt een gemodelleerd aantal slachtoffers per soort. N.B. Hieruit blijkt dat onder enkele soorten zeevogels, waarvoor het plangebied wel een regulier overwinteringsgebied vormt (zoals bijvoorbeeld noordse stormvogel en grote jager), de vlieghoogtes ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zo laag zijn dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die wel door het gebied heen trekken, maar waarvoor de 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 in OWEZ) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in OWEZ). Op deze manier is een inschatting per soortgroep te maken van hoeveel slachtoffers er binnen deze soortgroepen gaan vallen. Dit is echter een minimum schatting, omdat geen informatie op soortgroepniveau beschikbaar is over nachtelijke fluxen (visuele waarnemingen kunnen namelijk alleen overdag gedaan worden).

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing van de achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 7 van de Wet windenergie op zee) wordt in deze bijlage een onderbouwing gegeven van welke soorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in het plangebied wordt verwezen naar het Achtergronddocument ten aanzien van Vogels (Bijlage 4 in het MER).

*Tabel VII.1a Jaarlijkse aantallen slachtoffers in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Aanvaringen zijn berekend met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn de slachtofferaantallen bepaald op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels (onderaan de tabel) zijn aantallen slachtoffers bepaald op basis van waarnemingen nabij OWEZ (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015).*

soort	sterfte door aanvaringen 63 * 6 MW ø 142 m	sterfte door habitatverlies	Som
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	1	0	1
eider	7	0	7
grote jager	0	0	0
stormmeeuw	19	7	26
kleine mantelmeeuw	52	8	60
zilvermeeuw	33	5	38
grote mantelmeeuw	9	1	10
dwergmeeuw	2	1	3
drieteenmeeuw	14	7	21
grote stern	2	1	3
alk	0	3	3
zeekoet	0	15	15
ganzen en zwanen	30	n.v.t.	30
eenden	4	n.v.t.	4
reigers	6	n.v.t.	6
roofvogels en uilen	1	n.v.t.	1
steltlopers	4	n.v.t.	4
zangvogels	1028	n.v.t.	1028
Totaal	1212	48	1260

Tabel VII.1b Jaarlijkse aantallen slachtoffers in kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Aanvaringen zijn berekend met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn de slachtofferaantallen bepaald op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels (onderaan de tabel) zijn aantallen slachtoffers bepaald op basis van waarnemingen nabij OWEZ (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015).

soort	sterfte door aanvaringen 63 * 6 MW ø 142 m	sterfte door habitatverlies	Som
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	1	0	1
eider	2	0	2
grote jager	0	0	0
stormmeeuw	13	6	19
kleine mantelmeeuw	125	27	152
zilvermeeuw	43	8	51
grote mantelmeeuw	10	2	12
dwergmeeuw	5	5	10
drieteenmeeuw	11	7	18
grote stern	1	1	2
alk	0	2	2
zeekoet	0	13	13
ganzen en zwanen	30	n.v.t.	30
eenden	4	n.v.t.	4
reigers	6	n.v.t.	6
roofvogels en uilen	1	n.v.t.	1
steltlopers	4	n.v.t.	4
zangvogels	1028	n.v.t.	1028
Totaal	1285	71	1356

2.2 Selectieprocedure

De selectie van soorten waarvoor voorzienbare sterft niet is uitgesloten is gedaan volgens het nu volgende stappenplan.

Stap 1: Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in Nederland verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'landelijke incidenten').

1a – Input Nederlandse avifauna (514 soorten, per 22 augustus 2014).

- 1b – Selectie 213 soorten dwaalgasten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\leq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. (hieronder valt bijvoorbeeld wel de sneeuwuil, maar niet de oehoe, omdat laatstgenoemde soort in Nederland jaarlijks tot broeden komt).
- 1c – Selectie 26 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, waarvan het voorkomen zeer verspreid is en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.

Resultaat stap 1 is een landelijke groslijst van 275 soorten die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies en lokaal meer dan incidenteel (soorten 1a minus soorten 1b en minus soorten 1c).

Stap 2: Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het plangebied).

- 2a – Input Landelijke groslijst met 275 soorten (resultaat stap 1).
- 2b – Selectie Soorten die afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:
- de soort geen sterke binding heeft met habitatype(n) dat in het plangebied voorkomt (b.v. landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;
 - de soort landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomt en hooguit incidenteel in het plangebied.
- Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zo klein (minder dan 1 ex. per 10 jaar) dat de sterfte niet te voorzien is en daarmee incidenteel is.
- 2c – Selectie Soorten die in kleine aantallen (< 100 ex/jaar) in het plangebied voorkomen/passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is.
- Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.
- 2d – Selectie Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en ze ook niet slachtoffer worden door habitatverlies, omdat:
- het vogels betreft die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of;
 - het vogels betreft die weinig risicovolle vliegbewegingen ten aanzien van windparken op zee hebben.

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.

- ze maar in zeer lage dichtheden voorkomen
- Aantallen aanvaringslachtoffers voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat stap 2 is een lijst van 141 soorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht kunnen worden. Voor deze soorten is voorzienbaar dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (soorten 2a minus soorten 2b en minus soorten 2c en minus soorten 2d).

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 het plangebied verwacht kunnen worden.
3b – Selectie	Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 128). 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 aanvaringslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (zie tabel VII.3). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 wordt beschouwd.
3c – Selectie	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 = 13). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de gunstige staat van instandhouding in meer detail onderbouwd.

Resultaat stap 3 is een lijst van 141 soorten waarvan niet kan worden uitgesloten dat er jaarlijks in het plangebied één of meer slachtoffers door aanvaringen door habitatverlies vallen, ingedeeld in vogels op seizoenstrek (128 soorten) en lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (13 soorten) (Tabel VI.2).

Tabel VII.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Selectie van soorten heeft plaatsgevonden middels de hiervoor beschreven selectiemethodiek.

3b soorten			
kleine zwaan	smelleken	velduil	roodborst
kleine rietgans	boomvalk	gierzwaluw	nachtegaal
grauwe gans	slechtvalk	kauw	blauwborst
kolgans	waterral	roek	zwarte roodstaart
grote Canadese gans	waterhoen	goudhaan	gekraagde roodstaart
brandgans	meerkoet	zwarte mees	paapje
rotgans	scholekster	boomleeuwerik	roodborsttapuit
bergeend	kluut	veldleeuwerik	tapuit
tafeleend	bontbekplevier	strandleeuwerik	bonte vliegenvanger
kuifeend	goudplevier	oeverzwaluw	heggenmus
topper	zilverplevier	boerenzwaluw	ringmus
krakeend	kievit	huiszwaluw	gele kwikstaart
smient	kanoet	tjiftjaf	noordse kwikstaart
slobeend	drieteenstrandloper	fitis	grote gele kwikstaart
wilde eend	bonte strandloper	grasmus	witte kwikstaart
pijlstaart	watersnip	tuinfluiter	rouwkwikstaart
zomertaling	houtsnip	zwartkop	boompieper
wintertaling	grutto	sprinkhaanzanger	graspieper
zwarte zee-eend	rosse grutto	snor	oeverpieper
kwartel	regenwulp	spotvogel	vink
blauwe reiger	wulp	kleine karekiet	keep
lepelaar	oeverloper	rietzanger	groenling
dodaars	zwarte ruiters	pestvogel	putter
fuut	groenpootruiter	winterkoning	sijs
roodhalsfuut	tureluur	spreeuw	kneu
kuifduiker	steenloper	beflijster	grote barsijs
geoorde fuut	kokmeeuw	merel	kruisbek
bruine kiekendief	dwergstern	kramsvogel	goudvink
blauwe kiekendief	zwarte stern	zanglijster	appelvink
sperwer	noordse stern	koperwiek	sneeuwgorst
visarend	grote jager	grote lijster	ijsgorst
torenvalk	koekoek	grauwe vliegenvanger	rietgorst
	ransuil		
3c soorten			
noordse stormvogel	dwergmeeuw	zilvermeeuw	grote stern
eider	drieteenmeeuw	kleine mantelmeeuw	visdief
jan-van-gent	stormmeeuw	grote mantelmeeuw	zeekoet
			alk

2.3 Mitigerende maatregelen

Om het aantal vogelslachtoffers te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel VII.3).

Tabel VII.3 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

	maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren
	<i>Aanlegfase en verwijderingsfase</i>			
1	's nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is	Nee
	<i>Operationele fase</i>			
2	zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Nagegaan wordt of ondergrens in MW's verhoogd wordt (>3 MW) en daarmee aantal turbines verlaagd wordt.	Wordt rekening mee gehouden
3	Hollandse Kust (zuid) zoveel mogelijk aan laten sluiten op windpark Luchterduinen.	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Windpark Luchterduinen is al operationeel. In verband met voorkomen windafvang is aan te houden afstand aan minimum gebonden.	Ja
4	tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk	Nee
5	introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn; bovendien (enigszins) strijdig met 3.	Tussen en in de kavels ontstaan al corridors ten gevolge van de aanwezigheid van kabels en leidingen	Wordt al in voorzien (inherent aan ligging kabels en leidingen in gebied)
6	zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt vast (kavelgrenzen); verkleinen park met behoud vermogen (380 MW is gegeven) leidt tot meer windafvang.	Nee
7	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen	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).	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn (toename verstoring). Effectiviteit onbekend.	Nee
8	's nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkelijk; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is	Nee
9	stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogeltrek op rotorhoogte	Op momenten dat er veel vogels langskomen op rotorhoogte (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek staat echter nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast.	Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen al wel opgenomen	Ja
	<i>Vleermuizen</i>			

	maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren
10	opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag.	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 <i>et al.</i> 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Ja

Maatregelen 2, 9 en 10 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers lager wordt. Van maatregel 9 is op dit moment geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld *et al.* 2015). De drie maatregelen worden overwogen in het besluitvormingsproces. Vaststelling is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

In het vervolg van deze bijlage (onderdeel vogels) wordt daarom uitgegaan van de slachtofferaantallen zonder mitigatie (leidt tot vaststelling maximale aantallen).

2.4 Methode beoordeling sterfte t.o.v. Gunstige Staat van Instandhouding

In VII.2.5 en VII.2.6 wordt onderbouwd of voor de 141 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het plangebied kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen.

Ter beoordeling van het effect van het aantal slachtoffers op de GSI van de populatie van een soort, is 1% van de gemiddelde jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm, ORNIS Committee) toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura 2000, 2009). Wanneer de sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt dient nader beoordeeld te worden of er sprake kan zijn van een effect op de GSI van de populatie.

Het effect van de additionele sterfte (oftewel de *extra* sterfte als gevolg van het project bovenop de natuurlijke sterfte) op de GSI van vogelsoorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en die voornamelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden, is getoetst aan de flyway-populatie van deze soorten². Voor informatie over de omvang van de voor Nederland belangrijke flyway-populaties van watervogels is gebruik gemaakt van 'Waterbird population estimates' (Wetlands International 2014). Voor een inschatting van de omvang van de voor Nederland relevante flyway-populaties van roofvogels, zangvogels en enkele zeevogels is

² Een groot deel van deze vogels betreft kustvogels. Rijkswaterstaat adviseert om de sterfte van deze kustvogels te toetsen aan de populaties van de Zuidelijke Noordzee (M. Platteeuw). Deze populatie is voor de meeste soorten echter niet duidelijk afgebakend en over het algemeen is geen schatting van de populatiegrootte beschikbaar. Omdat de sterfte van deze soorten effect heeft op de gehele populatie waaruit de vogels op seizoenstrek afkomstig zijn, is de voorspelde additionele sterfte dan ook aan deze gehele flyway-populatie getoetst.

gebruik gemaakt van de informatie uit 'Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status' (Birdlife International 2004).

De sterfte van soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent door het plangebied vliegen, is getoetst aan de populatie in de Nederlandse EEZ, waarvoor recente populatieschattingen beschikbaar zijn (Poot *et al.* 2013³).

De soort-specifieke jaarlijkse natuurlijke sterfte (%) is afgeleid van de BTO BirdFacts. Dit sterftepercentage is nodig om de sterfte veroorzaakt door het windpark te kunnen relateren aan de natuurlijke sterfte. Voor de soorten waarvan de jaarlijkse sterfte niet bekend is, is de natuurlijke sterfte van een ecologisch nauw verwante soort in de berekening toegepast. In de berekeningen is gewerkt met de jaarlijkse sterfte van volwassen vogels. Aangezien deze lager ligt dan de sterfte van onvolwassen vogels is dit een conservatief uitgangspunt waardoor er sprake is van een *worst case* scenario (er is dus gerekend met een relatief lage 1%-mortaliteitsnorm).

2.5 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (128) van de 141 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden.

De sterfte van deze soorten is getoetst aan de relevante flyway-populaties (Tabel VII.4). Deze populaties zijn over het algemeen (zeer) groot zodat op voorhand met zekerheid gesteld kan worden dat de voorziene sterfte lager zal zijn dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (1%-mortaliteitsnorm) (tabel VII.4).

Een effect op de GSI kan voor al deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

Tabel VII.4 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulten sterfte (incl. bron) en 1%-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 windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel VI.1

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteitsnorm
kleine zwaan	18000	4	0,178	BTO	32
kleine rietgans	63000	5	0,171	BTO	108

³ 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. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
grauwe gans	610000	5	0,17	BTO	1037
kolgans	1200000	5	0,276	BTO	3312
grote Canadese gans	162500	2	0,276	BTO	449
brandgans	770000	5	0,09	BTO	693
rotgans	200000	5	0,1	BTO	200
bergeend	300000	5	0,114	BTO	342
tafeleend	300000	5	0,35	BTO	1050
kuifeend	1200000	5	0,29	BTO	3480
topper	310000	5	0,52	BTO	1612
krakeend	60000	5	0,28	BTO	168
smient	1500000	5	0,47	BTO	7050
slobeend	40000	5	0,42	BTO	168
wilde eend	4500000	5	0,373	BTO	16785
pijlstaart	60000	5	0,337	BTO	202
zomertaling	2000000	5	0,47	wintertaling	9400
wintertaling	500000	5	0,47	BTO	2350
zwarte zee-eend	550000	5	0,22	BTO	1194
kwartel	1000000	1	0,71	BTO	7100
blauwe reiger	263000	5	0,268	BTO	705
lepelaar	11300	5	0,268	blauwe reiger	30
dodaars	300000	5	0,2	roodhalsfuut	600
fuut	290000	5	0,2	roodhalsfuut	580
roodhalsfuut	42000	5	0,2	BTO	84
kuifduiker	4600	5	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	159000	5	0,2	roodhalsfuut	318
bruine kiekendief	100000	1	0,26	BTO	260
blauwe kiekendief	50000	1	0,19	BTO	95
sperwer	500000	1	0,31	BTO	1550
visarend	10000	1	0,15	BTO	15
torenvalk	100000	1	0,31	BTO	310
smelleken	50000	1	0,38	BTO	190
boomvalk	100000	1	0,255	BTO	255
slechtvalk	10000	1	0,2	BTO	20
waterral	100000	5	0,299	meerkoet	299

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
waterhoen	2700000	5	0,377	BTO	10179
meerkoet	1750000	5	0,299	BTO	5233
scholekster	820000	5	0,12	BTO	984
kluut	146000	5	0,22	BTO	321
bontbekplevier	73000	5	0,228	BTO	166
goudplevier	280000	5	0,27	BTO	756
zilverplevier	250000	5	0,14	BTO	350
kievit	5500000	5	0,295	BTO	16225
kanoet	400000	5	0,159	BTO	636
drieteenstrandloper	120000	5	0,17	BTO	204
bonte strandloper	1330000	5	0,26	BTO	3458
watersnip	2500000	5	0,519	BTO	12975
houtsnip	10000000	5	0,39	BTO	39000
grutto	160000	5	0,06	BTO	96
rosse grutto	120000	5	0,285	BTO	342
regenwulp	190000	5	0,11	BTO	209
wulp	700000	5	0,264	BTO	1848
oeverloper	1500000	5	0,156	BTO	2340
zwarte ruiter	60000	5	0,464	bosruiter	278
groenpootruiter	190000	5	0,464	bosruiter	882
tureluur	400000	5	0,26	BTO	1040
steenloper	45000	5	0,14	BTO	63
grote jager	40000	1	0,07	BTO	28
dwergstern	33000	5	0,101	BTO	33
zwarte stern	500000	5	0,102	grote stern	510
noordse stern	2500000	5	0,1	BTO	2500
koekoek	1000000	1	0,5	zomertortel	5000
ransuil	100000	1	0,31	BTO	310
velduil	100000	1	0,31	ransuil	310
gierzwaluw	1000000	1	0,192	BTO	1920
kauw	1000000	1	0,306	BTO	3060
roek	1000000	1	0,21	BTO	2100
goudhaan	1000000	1	0,851	BTO	8510
zwarte mees	1000000	1	0,57	BTO	5700

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
boomleeuwerik	500000	1	0,4	BTO	2000
veldleeuwerik	1000000	1	0,487	BTO	4870
strandleeuwerik	100000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1000000	1	0,7	BTO	7000
boerenzwaluw	1000000	1	0,626	BTO	6260
huiszwaluw	1000000	1	0,59	BTO	5900
tjiftjaf	1000000	1	0,694	BTO	6940
fitis	1000000	1	0,681	BTO	6810
grasmus	1000000	1	0,609	BTO	6090
tuinfluiter	1000000	1	0,5	BTO	5000
zwartkop	1000000	1	0,564	BTO	5640
sprinkhaanzanger	1000000	1	0,776	rietzanger	7760
snor	100000	1	0,776	rietzanger	776
spotvogel	1000000	1	0,5	BTO	5000
kleine karekiet	1000000	1	0,44	BTO	4400
rietzanger	1000000	1	0,776	BTO	7760
pestvogel	100000	1	0,57	koperwiek	570
winterkoning	1000000	1	0,681	BTO	6810
spreeuw	1000000	1	0,313	BTO	3130
beflijster	100000	1	0,58	BTO	580
merel	1000000	1	0,35	BTO	3500
kramsvogel	1000000	1	0,59	BTO	5900
zanglijster	1000000	1	0,437	BTO	4370
koperwiek	1000000	1	0,57	BTO	5700
grote lijster	1000000	1	0,379	BTO	3790
grauwe vliegenvanger	1000000	1	0,507	BTO	5070
roodborst	1000000	1	0,581	BTO	5810
nachtegaal	1000000	1	0,537	BTO	5370
blauwborst	1000000	1	0,537	nachtegaal	5370
zwarte roodstaart	1000000	1	0,62	gekraagde roodstaart	6200
gekraagde roodstaart	1000000	1	0,62	BTO	6200
paapje	1000000	1	0,53	BTO	5300
roodborsttapuit	1000000	1	0,54	Tapuit	5400
tapuit	1000000	1	0,54	BTO	5400

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
bonte vliegenvanger	1000000	1	0,53	BTO	5300
heggenmus	1000000	1	0,527	BTO	5270
ringmus	1000000	1	0,567	BTO	5670
gele kwikstaart	1000000	1	0,467	BTO	4670
noordse kwikstaart	500000	1	0,467	gele kwikstaart	2335
grote gele kwikstaart	100000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1000000	1	0,515	rouwkwikstaart	5150
rouwkwikstaart	500000	1	0,515	BTO	2575
boompieper	1000000	1	0,58	BTO	5800
graspieper	1000000	1	0,457	BTO	4570
oeverpieper	100000	1	0,457	graspieper	457
vink	1000000	1	0,411	BTO	4110
keep	1000000	1	0,411	vink	4110
groenling	1000000	1	0,557	BTO	5570
putter	1000000	1	0,629	BTO	6290
sijs	1000000	1	0,539	BTO	5390
kneu	1000000	1	0,629	BTO	6290
grote barmsijs	1000000	1	0,575	kleine barmsijs	5750
kruisbek	1000000	1	0,537	BTO	5370
goudvink	1000000	1	0,581	BTO	5810
appelvink	1000000	1	0,581	goudvink	5810
sneeuwgor	100000	1	0,37	BTO	370
ijsgors	1000000	1	0,37	sneeuwgor	3700
rietgors	1000000	1	0,458	BTO	4580

¹ Broncode voor populatiegrootte

1. BirdLife International 2004
2. BTO & SOVON 2014. Voor de grote Canadese gans is geen populatieschatting voor de flyway populatie van noordwest-Europa beschikbaar. Voor deze soort is de minimale grootte van de flyway populatie ingeschat door te werken met de broedpopulatie van Nederland en Engeland vermenigvuldigd met 2,5 (BTO BirdFacts <http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>, Sovon Vogelonderzoek Nederland www.sovon.nl).
3. Poot *et al.* 2013
4. Rees & Beekman 2010
5. Wetlands International 2014. NB: Van de kanoet en de steenloper trekken twee flyway-populaties over/langs de Zuidelijke Noordzee. Voor beide soorten is bij wijze van *worst case scenario* slechts één van de twee populaties (de kleinste) in de effectbeoordeling opgenomen.

6. BirdLife International 2014. De grauwe pijlstormvogel broedt niet in Europa. Een minimale inschatting van de flyway populatie op basis van informatie uit BirdLife International (2004) is voor deze soort dan ook niet mogelijk. Voor deze soort is bij wijze van *worst case scenario* een populatie van 1.000.000 individuen aangenomen. De broedpopulatie van deze soort (zuidelijk halfrond) is vele malen groter (miljoenen broedparen <http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22698209>) en de vogels verspreiden zich buiten het broedseizoen over alle wereldzeeën.

² Broncode voor adult sterfte

De soortspecifieke jaarlijkse natuurlijke sterfte (%) is afgeleid van de BTO BirdFacts (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>). Echter voor sommige soorten is de jaarlijkse natuurlijke sterfte onbekend. Voor deze soorten is gezocht naar ecologisch nauw verwante soorten waarvan deze gegevens wel bekend zijn (bv. kuifduiker is onbekend, roodhalsfuut is wel bekend).

2.6 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

De overige 13 van de 141 soorten passeren het plangebied niet alleen op seizoenstrek, maar kunnen (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied foerageren of rusten. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorzienbare sterfte in Kavel III en IV op de GSI nader onderbouwd (Tabel VII.5a en b).

Wanneer de additionele sterfte getoetst wordt aan de grootte van de voor Nederland relevante populatie in de Nederlandse EEZ, is de maximale sterfte van kleine mantelmeeuwen in het geval van kavel IV hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel VII.5b). Voor de overige soorten is de voorspelde sterfte veel lager dan de 1%-mortaliteitsnorm en kan een effect op de GSI op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

Een effect op de GSI kan voor noordse stormvogel, jan-van-gent, eider, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw, visdief, grote stern, zeekoet en alk op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Voor de kleine mantelmeeuw is nader onderzocht of de voorspelde additionele sterfte effect heeft op de GSI van de betreffende populaties.

Tabel VII.5a Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) aan de GSI is getoetst. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt uit Hoofdstuk 4 van het achtergronddocument bij het MER.

soort	populatie-grootte ¹	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	0	0,0
jan-van-gent	27.213	22	1	0	<0,1
eider	120.000	36	7	0	0,2
stormmeeuw	30.399	43	19	7	0,6
kleine mantelmeeuw	108.626	95	52	8	0,6
zilvermeeuw	160.000 ²	192	33	5	0,2
grote mantelmeeuw	34.944	30	9	1	0,3
dwergmeeuw	22.577	23	2	1	0,1
drieteenmeeuw	137.200	81	14	7	0,3
grote stern	39.270	40	2	1	0,1
alk	76.926	77	0	3	<0,1
zeekoet	917.063	495	0	15	<0,1

Tabel VII.5b Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) aan de GSI is getoetst. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt uit Hoofdstuk 4 van het achtergronddocument bij het MER. In rood wordt weergegeven wanneer een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm optreedt.

soort	populatie-grootte ¹	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	0	0,00
jan-van-gent	27.213	22	1	0	<0,1
eider	120.000	36	2	0	0,1
stormmeeuw	30.399	43	13	6	0,4
kleine mantelmeeuw	108.626	95	125	27	1,6
zilvermeeuw	160.000 ²	192	43	8	0,3
grote mantelmeeuw	34.944	30	10	2	0,4
dwergmeeuw	22.577	23	5	5	0,4
drieteenmeeuw	137.200	81	11	7	0,2
grote stern	39.270	40	1	1	0,1
alk	76.926	77	0	2	<0,1

Binnen het toetsingskader (zie H2 van het MER) is afgesproken dat indien het 1%-ORNIS criterium wordt overschreden er gekeken wordt naar de *Potential Biological Removal (PBR)* van de betreffende populatie om de effecten nader te onderzoeken.

Beschouwing in het kader van Potential Biological Removal

Een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden, is de *Potential Biological Removal (PBR)*. Deze methode is door Wade (1998) ontwikkeld en toegepast voor populaties van zeezoogdieren (*Cetaceans* en *Pinnipeds*) en is later overgenomen voor vogelpopulaties (Milner-Gulland & Akçakaya 2001; Dillingham & Fletcher 2008; Richard & Abraham 2013). De methode is inmiddels ook al verschillende malen gebruikt om een inschatting te maken van het potentiële effect op vogelpopulaties van additionele sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines (Watts 2010; Poot *et al.* 2011; Sugimoto & Matsuda 2011; Bellebaum *et al.* 2013). De PBR wordt berekend volgens de formule (Wade 1998):

$$PBR = 0,5 * R_{max} * N_{min} * rf \quad (1)$$

Waarin R_{max} de maximale jaarlijkse reproductie (aantal jongen per paar per jaar) representeert, N_{min} een conservatieve schatting van de populatiegrootte en rf een *recovery factor* tussen 0,1 en 1,0 (Wade 1998; Dillingham & Fletcher 2008). R_{max} en de maximale jaarlijkse groeisnelheid van de populatie (λ_{max}) zijn gerelateerd volgens:

$$R_{max} = \lambda_{max} - 1 \quad (2)$$

Wanneer voldoende demografische informatie voorhanden is kan λ_{max} geschat worden met behulp van matrixmodellen. Wanneer weinig demografische informatie beschikbaar is kan een schatting van λ_{max} gemaakt worden met behulp van de *demographic invariant method (DIM)*, ontwikkeld door Niel & Lebreton (2005). Hiervoor is alleen de overleving van volwassen vogels (s) en de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden (α) nodig. Een schatting van λ_{max} kan dan verkregen worden door de volgende formule in te vullen:

$$\lambda_{max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{((s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2)}}{2\alpha} \quad (3)$$

Voor de populaties van de kleine mantelmeeuwen in de Nederlandse EEZ is de groeisnelheid (λ_{max}) ingeschat middels de hiervoor beschreven methode (Niel & Lebreton 2005). De *worst case* schatting van de PBR wordt verkregen door een hoge sterfte van volwassen vogels (s) en ook een hoge leeftijd waarop vogels voor het eerst broeden (α) aan te nemen.

Wade (1998) suggereerde om voor N_{min} de ondergrens van een 60% betrouwbaarheidsinterval te hanteren. Voor vogels zijn echter zelden populatieschattingen beschikbaar, waarvan tevens de variatie bekend is (Watts 2010). In dit geval hebben we dan ook de ondergrens van de beschikbare populatieschattingen gehanteerd (tabel VII.6).

De *management factor* rf wordt gebruikt om onderscheid te kunnen maken in de 'hersteltijd' voor populaties die onder druk staan (van bedreigde soorten) en voor populaties die stabiel zijn,

of die een sterke groei kennen (van niet bedreigde soorten). Voor bedreigde soorten en/of voor populaties die (sterk) afnemen wordt over het algemeen $rf = 0,1$ gehanteerd, zodat met zekerheid een conservatieve PBR wordt berekend (Wade 1998). Voor niet bedreigde soorten met stabiele of zelfs groeiende populaties wordt over het algemeen $rf = 0,5$ gebruikt (bv. Wade 1998; Poot *et al.* 2010). Alleen wanneer zeker is dat geen fouten zijn gemaakt in R_{\max} of N_{\min} en wanneer de populatie zonder twijfel stabiel is of groeit, kan ervoor gekozen worden om $rf = 1,0$ toe te passen. In dit geval is voor de kleine mantelmeeuw $rf = 0,5$ toegepast. De populaties van de kleine mantelmeeuw laat namelijk geen duidelijk dalende trend zien.

Tabel VII.6 Berekening van de PBR voor kleine mantelmeeuw in de Nederlandse EEZ in kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). s = overleving van volwassen vogels, α = leeftijd waarop voor het eerst wordt gebroed, R_{\max} = maximale jaarlijkse reproductie (berekend volgens vergelijking 3), λ_{\max} = maximale jaarlijkse groeisnelheid, N_{\min} = een conservatieve schatting van de populatiegrootte in de Nederlandse EEZ, rf = keuze voor management factor, PBR = Potential Biological Removal berekend op basis van gepresenteerde parameterwaarden. KLMM = kleine mantelmeeuw.

soort	s	α	λ_{\max}	R_{\max}	N_{\min}	rf	PBR
kleine mantelmeeuw	0,925	4,5	1,10	0,10	204.846	0,5	2.802

Voor kleine mantelmeeuw geldt dat de voorspelde sterfte in kavel III en IV (60 / 152 vogels; zie tabel VII.5a en b) lager ligt dan de berekende PBR voor de populatie in de Nederlandse EEZ. Daarbij moet wel rekening gehouden worden met het feit dat niet alleen de in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) optredende additionele sterfte vergeleken moet worden met de PBR, maar alle door mensen veroorzaakte additionele sterfte van vogels uit de betreffende populaties, dus ook (niet-natuurlijke) sterfte die elders in de flyway optreedt, zoals bijvoorbeeld in andere windparken op zee.

2.7 Conclusie

Voor de **kleine mantelmeeuw** bedraagt de voorspelde sterfte ten gevolge van een windpark in kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) maximaal 1,6% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De voorspelde sterfte ligt echter ver onder de PBR en de populaties van deze soorten zouden dus een dergelijke additionele sterfte moeten kunnen dragen.

Op basis hiervan kan voor kleine mantelmeeuw met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

3 VLEERMUIZEN

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in een windpark in een kavel in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) voor de ruige dwergvleermuis 60 slachtoffers per jaar bedraagt (alternatief 1). Voor de rosse vleermuis bedraagt dit 2 slachtoffers per jaar (alternatief 1), en jaarlijks 1 tweekleurige vleermuis. Er zullen geen gewone dwergvleermuizen jaarlijks als slachtoffer vallen. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Deze slachtofferaantallen overschrijden de PBR niet (zie KEC, 2015), daarom kan geconcludeerd worden dat zij evenmin leiden tot een aantasting van de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten.

4 ZEEZOOGDIEREN

4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op.

Verstoring

Uit de in het MER (hoofdstuk 7) opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoring, veroorzaakt door het heien ten behoeve van de constructie van de fundaties, met name bij bruinvissen via een verminderde kans op reproductie tot effecten op de populatie kan leiden. Vrijstelling op basis van artikel 7 van de Wet windenergie op zee kan alleen worden verleend als geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soorten.

Mitigerende maatregelen

In paragraaf 4.3 worden mogelijke mitigerende maatregelen behandeld, en wordt ingegaan op de gevolgen van het toepassen van deze maatregelen.

4.2 Bruinvissen

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen kavel uit het SER-akkoord als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) opgenomen in tabel VII.8. Hieruit blijkt dat de effecten op de GSI in alle gevallen niet zijn uit te sluiten.

De conclusie is dat constructie alleen mogelijk is als mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; hierdoor neemt het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af.

Tabel VII.8 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in verschillende seizoenen. Groen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten.

	jan – mei		jun – aug		sep - dec	
	min	max	min	max	min	max
Alternatief 1	1.104	1.272	455	524	374	431
Alternatief 2	1.136	1.330	468	549	385	451

4.2.1 Mitigerende maatregelen

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices', 'soft start' procedures en een lagere heil-energie.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid 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 impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte; het verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind;
- De propagatie van heigeluid te beperken door het toepassen van geluiddemping (bellenschermen e.d.).

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Toepassen van gedifferentieerde geluidsnormering

Verschuivingen zijn eerder door de overheid gebruikt voor het ontwerpen van een, op het windenergiegebied Borssele toegesneden normenstelsel dat grenzen stelt aan de geluidsproductie bij de constructie van windparken op zee. Er is daarbij rekening gehouden met seizoensverschillen en aantal turbines met kavel, twee factoren die sterk doorwerken in het uiteindelijke effect op de (bruinvis)populatie. Voor de kavels binnen windenergie Borssele is door middel van locatie-specifieke onderwatergeluidmodellering bepaald bij welke geluidsnorm, afhankelijk van het aantal palen en seizoensafhankelijke bruinvisdichtheden, de effecten nog acceptabel zijn (d.w.z. de reductie van 255 dieren per jaar per kavel niet overstijgen). Er is voor gekozen om de geluidsnormering voor het gehele windenergiegebied Borssele vast te stellen. Dit betekent dat geen rekening wordt gehouden met gedetailleerde locatiespecifieke verschillen tussen de kavels. Het kavel waarin de strengste geluidsnormen moeten worden opgelegd, bepaalt de geluidsnormen in de andere kavels. Verder zijn de normen zo gekozen dat ook

rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode. Verder zijn de normen zijn zo gekozen dat ook rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode⁴.

Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn op vergelijkbare wijze als voor windenergiegebied Borssele gedifferentieerde normen afgeleid. De geluidsnormen voor dit gebied liggen iets hoger dan de eerder vastgestelde normen voor het windenergiegebied Borssele. Dit is een gevolg van het feit dat de gemiddelde waterdiepte in het plangebied voor Hollandse Kust (zuid) lager is. De voorgestelde normstelling staat in onderstaande tabel.

Tabel VII.9 Normstelling voor windparken windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), met verwerking van de opstart 'toeslag van 1 dB'

Hollandse Kust (zuid)	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)*		
380 MW per kavel	Periode		
# turbines	jan – mei	jun – aug	sep – dec
63 (hier onderzocht)	163	169	171
54	164	170	172
48	165	171	173
42	166	172	174
38 (hier onderzocht)	167	173	175

* De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de zomer en de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. In de zomer en het najaar kunnen daarom minder strenge normen worden gehanteerd dan in het voorjaar.

4.2.2 Gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP

Tabel VII.10 bevat voor de twee onderzochte alternatieven de resultaten van de berekening van effecten op bruinvissen als ervan wordt uitgegaan dat een, naar seizoen en aantal te heien palen gedifferentieerde norm is gesteld aan de propagatie van het heigeluid. Dit betekent dat op 750 m van de heilocatie de SEL_1 niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde (zie tabel VII.9). Door TNO is berekend wat het toepassen van deze norm bij verschillende opstellingen zou betekenen voor de oppervlakte verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde bruinvissen en de bruinvispopulatie op het NCP. Het betreft *worst case* schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de aanleg van kavel III, omdat het steeds gaat om de berekende populatiereductie voor de paalpositie met het grootste effect. In de tabel is te zien dat met een zekerheid van 95% de reductie van de bruinvispopulatie door de aanleg van kavel III niet groter zal worden dan 222 dieren (constructie van alternatief 2 in de periode september -

⁴ Vanuit de ervaring dat het moeilijk is om in de opstartperiode van de aanleg van een windpark gelijk aan de norm te voldoen en wetende dat er omstandigheden kunnen zijn (hardere ondergrond, windomstandigheden) die mitigerende maatregelen minder effectief of het geproduceerd geluid hoger kunnen maken, is een veiligheidsmarge van 1 dB ingebouwd. Dit betekent dat geluidsnorm 1 dB lager is dan nodig om met een zekerheid van 95% een afname van 255 dieren te voorkomen. Een kleine overschrijding van de norm door onvoorziene omstandigheden noodzaakt dan nog niet tot aanvullende maatregelen of het stilleggen van de bouw van een park.

december). De maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park zal door de aanleg van kavel III voor beide alternatieven in geen enkel geval worden overschreden.

Tabel VII.10 Effecten van heien voor aanleggen van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (alternatief 1: 63 funderingen, alternatief 2: 38 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen

	alternatief 1 (63 turbines)			alternatief 2 (38 turbines)		
	norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	bvdd	pop. reductie	norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	bvdd	pop. reductie
jan – mei	163	16.567	183	167	19.005	210
jun - aug	169	17.563	194	173	18.815	208
sep – dec	171	19.407	214	175	20.160	222

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 23 meter blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie van 3.000kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Dit zijn afstanden die ruim binnen het bereik van 'Acoustic Deterrent Devices' voor bruinvissen liggen (Kastelein, in prep.), zodat PTS kan worden voorkomen. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

Als de geluidsproductie wordt beperkt door het toepassen van een (strengere) geluidsnorm van SEL_1 van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m treedt in geen enkel geval PTS op. Voor hogere geluidsnormen dan 160 dB zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd. Er kan echter worden beredeneerd dat, als er al PTS zou optreden, de afstanden zeker kleiner zullen zijn dan de PTS-afstanden die berekend zijn voor een hei-energie van 1.000 kJ. Bij ongemiteerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de diepste paalpositie van kavel I (23 m) bedraagt de SEL_1 op 750 m maximaal 176 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van $SEL_1 = 175$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m. Met het toepassen van een geluidsnorm, indien nodig in combinatie met de inzet van 'Acoustisc Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen zeker worden voorkomen.

4.3 Zeehonden

Voor zeehonden kunnen populatie-effecten worden uitgesloten, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (63 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 38 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied relatief laag is (zie Tabel VII.11);

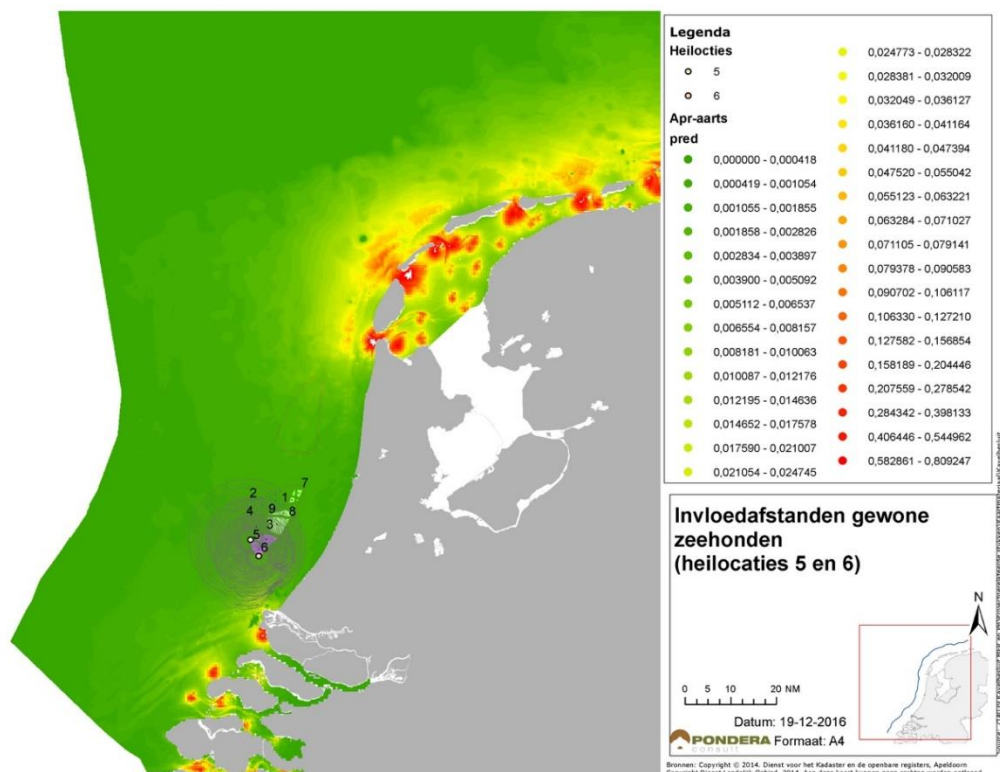
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust dermate breed is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Tabel VII.11 aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering zonder en met opleggen van gedifferentieerde geluidsnormen voor mitigatie van effecten op bruinvissen. Deze aantallen zijn representatief voor de situatie waarbij wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw, i.e. de dieren keren tijdens de bouw steeds terug naar hetzelfde gebied en worden dus meerdere malen verstoord.

Tabel 4.1

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan-mei	Jun-aug	Sep-dec
Alternatief 1	12 – 29	3	2	8 – 12
Alternatief 2	24 – 54	6 – 7	4 – 5	17 – 22

Figuur VII.1 Verstoringscontouren (grijze lijnen) voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde dichtheden (voor april) van de gewone zeehond door Aarts (2016) bij heien van funderingen voor windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).



Voor beide beschouwde alternatieven is de gunstige staat van instandhouding (GSI) voor de gewone zeehond niet in het geding. Voor de grijze zeehond zijn alle berekende verstoringswaarden lager dan voor de gewone zeehond (zie hoofdstuk 7 MER voor nadere toelichting); ook voor de grijze zeehond komt de GSI dan ook niet in het geding.

4.4 Conclusie t.a.v. zeezoogdieren

Voor wat betreft de effecten op de bruinvispopulatie kan de GSI in het geding komen, indien geen mitigerende maatregelen worden toegepast. Uit de analyse blijkt dat door toepassing van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op een gegeven afstand, de GSI voor bruinvissen in alle gevallen zeker niet in het geding komt.

Ten aanzien van de gewone en de grijze zeehond kan worden gesteld dat de GSI zeker niet in het geding komt, ook zonder maatregelen. De maatregel van het toepassen van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op een gegeven afstand, leidt door het afnemen van de omvang van de geluidscontour, ook bij zeehonden tot een afname van het aantal verstoorde dieren.

5 BENTHOS

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, welke geen zoute benthossoorten bevat. In het plangebied komen dus geen benthossoorten voor die opgenomen zijn in de Wet Natuurbescherming.

6 VISSSEN

Op basis van de monitoring van het windpark Egmond aan Zee (Van Hal et al., 2012) is het aannemelijk dat de daar aangetroffen soorten ook voorkomen in het plangebied. Echter, onder de Wet Natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle zeevissoorten die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Daarmee kunnen negatieve effecten op zeevissoorten op voorhand uitgesloten worden.

7 CUMULATIE

De effecten van een windpark in kavel III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), die hiervoor worden beschreven, moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

In het hoofddocument van het MER worden cumulatieve effecten behandeld in Hoofdstuk 6 en 7. Aangezien voor het kavelbesluit de Wwoz cumulatie van toepassing is wordt ter volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015).

Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) hebben in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. In samenspraak met RWS wordt door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) 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. Daarnaast wordt ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, echter met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden (kustzone, binnen de 12 mijl). Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar veronderstelt (zie ook Rijkswaterstaat 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In deze paragraaf worden de gecumuleerde effecten van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en VK) aanwezig of gepland zijn voor 2023 afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van de individuele soorten. In deze bijlage worden zowel de cumulatieve slachtoffers in de zuidelijke Noordzee afgezet tegen de PBR van de populatie van de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, Gyimesi & Fijn 2015a en b) als de cumulatieve slachtoffers in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Dit laatste kan de Nederlandse broedpopulatie zijn (bijvoorbeeld in het geval van kleine mantelmeeuw) of de overwinterende Nederlandse Noordzee populatie (bijvoorbeeld in het geval van grote mantelmeeuw; data afkomstig uit Poot *et al.* 2013a, of in het geval van de zilvermeeuw de data afkomstig van SOVON 2015).

7.1 Vogels

7.1.1 Zeevogels

Door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage 4 van het MER) aanvarings-slachtoffers bepaald voor alle 106 windparken in de Zuidelijke Noordzee samen. Daarnaast zijn binnen de windparken dichtheden bepaald van soorten om de sterfte door habitatverlies te berekenen (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels sterfte conform Bradbury *et al.* (2014). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers.

De totale aantallen slachtoffers als gevolg van windenergie worden afgewogen tegen de Potential Biological Removal (PBR) van een individuele soort. Dit is het aantal vogels dat door sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Nederlandse Noordzee of die van de zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig voorkomen in de zuidelijke Noordzee de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien (Gyimesi & Fijn 2015b). Echter voor een soort, de kleine mantelmeeuw, bleken de berekende aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee nog steeds de PBR-norm overstijgen (119%) (tabel VII.8).

Tabel VII.8 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
	Kavel III / Kavel IV				
kleine mantelmeeuw	60 / 152	8.742	246	7.560	1,19
grote mantelmeeuw	10 / 12	3.146	99	4.144	0,78
zilvermeeuw	38 / 51	3.152	43	4.184	0,76
jan-van-gent	1 / 1	1.117	105	5.245	0,23
drieteenmeeuw	21 / 18	2.806	731	16.473	0,21
zeekoet	15 / 13	13	3.464	26.641	0,12
alk	3 / 2	29	550	7.129	0,08
eider	7 / 2	1736	40	22.082	0,08
stormmeeuw	26 / 19	1.054	66	22.534	0,05
dwergmeeuw	3 / 10	159	18	3.971	0,04

grote stern	3 / 2	79	11	2.378	0,04
-------------	-------	----	----	-------	------

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden hier ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (OWEZ, Prinsen Amalia Windpark, Luchterduinen, Gemini en de SER parken (1-10)) van het Energieakkoord afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie). De keuze voor welke populatieschatting wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* 2013 geïdentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven bij de meeste soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm, terwijl bij de zilvermeeuw net onder de PBR-norm (98%) (tabel VII.9). Voor deze soort wordt om de worst-case te waarborgen een strenge PBR-norm gehanteerd (zie Rijkswaterstaat 2015), vanwege de afnemende populatie van deze soort.

Tabel VII.9 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers Kavel III / Kavel IV Hollandse Kust	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen NL parken	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies NL parken	NL- PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
zilvermeeuw	38 / 51	696	10	720 ²	0,98
kleine mantelmeeuw	60 / 152	1.185	26	2.802 ¹	0,43
grote mantelmeeuw	10 / 12	325	5	813 ¹	0,41
jan-van-gent	1 / 1	183	7	527 ¹	0,36
stormmeeuw	26 / 19	190	12	1.305 ¹	0,15
drieteenmeeuw	21 / 18	311	26	3.048 ¹	0,11
dwergmeeuw	3 / 10	56	7	1.269 ¹	0,05
eider	7 / 2	42	2	2.715 ³	0,02
grote stern	3 / 2	15	3	1.298 ¹	0,01
zeekoet	15 / 13	1	136	9.494 ¹	0,01
alk	3 / 2	2	25	1.943 ¹	0,01

¹ Poot *et al.* 2013a

² Netwerk Ecologische Monitoring 2015

Conclusie

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Rijkswaterstaat (2015) concludeerde dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW-turbines, de cumulatieve sterfte onder kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, niet binnen de PBR blijft, en dat daarmee nog niet met zekerheid kan worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee. Als er in de berekeningen realistische windturbintypes worden gebruikt voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijft alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm liggen (Gyimesi & Fijn 2015b). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm dan blijven de gecumuleerde aantallen slachtoffers onder of op de PBR-norm van de grote meeuwensoorten, waardoor wel met zekerheid kan worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om deze additionele sterfte op te vangen.

7.1.2 Watervogels en landvogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en in

cumulatie met andere windpark initiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (b.v. Masden *et al.* 2009).

Door Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers over onder de PBR blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit. Voor 7 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel VII.10).

Tabel VII.10 Mortaliteit als gevolg van windturbines, berekend met het extended Band model, als fractie van PBR voor de trekvogels waarvan deze fractie boven de 0,05 ligt.

Soort	Fractie van PBR
wulp	0,57
zwarte stern	0,50
kleine zwaan	0,42
drieteenstrandloper	0,20
spreeuw	0,12
kanoet	0,10
grutto	0,06

Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter met name bij de berekeningen van aantallen aanvaringslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte).

Conclusie

In totaal enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Bij de kleine zwaan wordt 42% van de PBR behaald door windparken op zee alleen op basis van de huidige conservatieve benadering.

7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis zijn de drie soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

Op basis van Rijkswaterstaat (2015) wordt ingeschat dat 0 tot 1 vleermuis per jaar per turbine als aanvaringslachtoffer valt. In cumulatie zou het dan gaan om maximaal 8000 aanvaringslachtoffers. Een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om de gedane aannames te valideren.

Conclusie

Uitgaande van de aanname van 8000 additioneel stervende vleermuizen per jaar beschreven door Leopold *et al.* (2015) zou er, bij een conservatieve schatting van de populatiegroottes, bij uitvoering van alle veronderstelde windparken op de zuidelijke Noordzee, wellicht sprake kunnen zijn van een overschrijding van het niveau van PBR voor de ruige dwergvleermuis.

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. De conclusie luidt dat zonder het hanteren van een gedifferentieerde geluidsnorm (toepassen van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op afstand van 750 meter, afhankelijk van de hei-periode en het totaal aantal te heien funderingen) significante effecten op de GSI voor bruinvissen niet uit te sluiten zijn. Bij het hanteren van een dergelijke geluidsnorm blijven de effecten op de bruinvis onder de maximaal toelaatbare populatieafname en is de GSI niet in het geding. Voor de gewone en de grijze zeehond geldt dat ook als geen geluidsbeperkende maatregelen worden genomen de GSI als effecten van verschillende initiatieven worden gecumuleerd niet in het geding is. Dat is dus ook niet het geval als deze maatregelen wél worden getroffen.

7.4 Benthos

In het plangebied worden geen benthos soorten verwacht die zijn opgenomen in de toekomstige Wet Natuurbescherming. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, en dus zijn ook daarin geen benthossoorten beschermd. Het is daarmee ook uitgesloten dat er sprake kan zijn van cumulatieve effecten op benthos.

7.5 Vissen

Onder de Wet Natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle vissoorten die in het plangebied voorkomen en die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Daarmee kunnen negatieve effecten op zeevissoorten op voorhand uitgesloten worden en zijn cumulatieve effecten niet aan de orde.

Daarnaast zal de komst van windturbines en bestorting waarschijnlijk een positief effect op de biodiversiteit van de visgemeenschap hebben omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht (hoewel dit tot op heden nog niet is aangetoond).

7.6 Overzicht van mitigerende maatregelen

In paragraaf 2.3 worden diverse mogelijkheden benoemd om de cumulatieve effecten uit dit hoofdstuk te mitigeren.

8 LITERATUUR

- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen, 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21: 394-400.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BirdLife International, 2014. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> in December 2014.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- 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 December 2014)
- Dillingham, P.W. & D. Fletcher, 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot 2015. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724-734.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. 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 nr 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 nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.

- 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 number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl. 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Trends in Ecology & Evolution* 16(12): 686-692.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. and A.D. Poyser, London.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Niel, C. & J.-D. Lebreton, 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- 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. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Report 11-026, OWEZ_R_212_T1_20110318_Cumulative effects. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rees, E.C. & J.H. Beekman, 2010. Northwest European Bewick's Swans: a population in decline. *British Birds* 103: 640-650.
- Richard, Y. & E.R. Abraham, 2013. Application of Potential Biological Removal methods to seabird populations. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 108. Ministry for Primary Industries.
- Steunpunt Natura 2000, 2009. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Regiebureau Natura 2000, Utrecht.
- Sugimoto, H. & H. Matsuda, 2011. Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological Science* 10: 61-71.
- 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 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, Brussel.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1): 1-37.
- Watts, B.D., 2010. Wind and waterbirds: Establishing sustainable mortality limits within the Atlantic Flyway. Center for Conservation Biology Technical Report Series, CCBTR-

10-05. College of William and Mary/Virginia Commonwealth University, Williamsburg, VA.

Wetlands International 2014. "*Waterbird Population Estimates*". Retrieved from wpe.wetlands.org in December 2014.

715082
28 maart 2017

PASSENDE BEOORDELING
HOLLANDSE KUST (ZUID)
KAVEL III

Ministerie van Economische
Zaken en Ministerie van
Infrastructuur en Milieu

Definitief



Postbus 579
7550 AN Hengelo
Telefoon (074) 248 99 40

Documenttitel	Passende Beoordeling Hollandse Kust (zuid) Kavel III
Soort document	Definitief
Datum	28 maart 2017
Projectnummer	715082
Opdrachtgever	Ministerie van Economische Zaken en Ministerie van Infrastructuur en Milieu
Auteur	Sergej van de Bilt en Maarten Jaspers Fajjer, Pondera Consult
Vrijgave	Eric Arends, Pondera Consult

INHOUDSOPGAVE

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	1
1.3	Leeswijzer	3
2	Beleid en wetgeving	5
2.1	Wet wind op zee	5
2.2	Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming	6
2.3	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	7
3	Voorgenomen activiteit	9
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	9
3.2	Bandbreedte benadering	10
3.3	Voorkeursalternatief (VKA)	10
4	Afbakening	13
4.1	Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep	13
4.2	Ingreep- effectrelaties per fase	18
4.3	Vogels	21
4.4	Zeezoogdieren	22
4.5	Natura 2000-gebieden	22
5	Huidige situatie	25
5.1	Vogels	25
5.2	Zeezoogdieren	30
6	Effectanalyse	41
6.1	Vogels	41
6.2	Zeezoogdieren	47
6.3	Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied	53
7	Cumulatie	61
7.1	Vogels	61
7.2	Zeezoogdieren	63

7.3	Cumulatieve effecten in één jaar op Natura 2000-gebieden	66
8	Literatuur	69

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. In het Energieakkoord (SER, Energieakkoord voor duurzame groei, september 2013) zijn concrete doelstellingen geformuleerd voor windenergie op zee.

De keuze is gemaakt deze doelstelling te realiseren door middel van een nieuw uitgiftesysteem. Hiervoor is de Wet windenergie op zee opgesteld die op 1 juli 2015 in werking is getreden. Deze bevat een aantal stappen voor het uitgiftestelsel. Windparken mogen alleen gebouwd worden op locaties (kavels) die door het Rijk zijn aangewezen in een kavelbesluit. Kavels worden uitsluitend aangewezen binnen een gebied dat is aangewezen in het Nationaal Waterplan (NWP). In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn generieke voorschriften voor windparken op zee vastgelegd.

De routekaart voor windenergie op zee (Staten-Generaal, vergaderjaar 2014-2015, 33 561, nr. 11) geeft aan dat met deze systematiek na de kavels in het windenergiegebied Borssele kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden uitgegeven.

De minister van Economische Zaken is, in overeenstemming met de minister van Infrastructuur en Milieu, initiatiefnemer voor de kavelbesluiten. Hiervoor wordt een m.e.r.-procedure doorlopen.

Passende beoordeling (PB)

In 2008 heeft Deltares in opdracht van het rapport *'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms'* (Prins et al. 2008) geschreven. Hieruit blijkt 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 (zie ook paragraaf 1.2.1). Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling van dit advies conform de wettelijke vereisten.

1.2 Achtergrond

Een PB houdt volgens het Europese Hof van Justitie in dat de beste wetenschappelijke kennis ter zake gebruikt moet worden om alle aspecten van de activiteit die op zichzelf of in combinatie met andere activiteiten effecten kunnen hebben (cumulatie), in beeld te brengen, in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen behorende bij Natura 2000-gebieden (ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44). Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden

(onderzoeksplicht). Het Hof geeft aan dat de vereiste zekerheid er uit bestaat, dat er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn. Bovendien blijkt uit de overwegingen van het Hof dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag. Bedenkingen en beroepsgronden kunnen als gevolg daarvan niet ongegrond worden verklaard met de overweging dat de significante gevolgen niet dan wel onvoldoende aannemelijk zijn gemaakt.

1.2.1 Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee

Het rapport '*Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms*' van Prins et al. (2008) is 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 N2000-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het schatten van de effecten op deze N2000-waarden.

1.2.2 Update Framework Appropriate Assessment

In de jaren na de vergunningverlening van de zogenaamde '2-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 te concentreren op de methoden om effecten kwantitatief in te schatten. De resultaten van het shortlistonderzoek, van relevante en openbare studies in de twee reeds bestaande offshore windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amalia Windpark (PAWP) en van relevante internationale studies, zijn gebruikt voor deze update. Het update rapport moet worden gezien als een aanvulling op het *Framework Appropriate Assessments* uit 2008, de Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee.

1.2.3 KEC

In het SER-akkoord heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2023 offshore windparken met een capaciteit van 4.450 MW geïnstalleerd moeten zijn. Om dit te behalen is in 2015 afgesproken om een totaal van 3.500 MW aan offshore wind te plannen in 10 nieuwe parken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Daarnaast zijn er ook in de omliggende landen uitgebreide en vergevorderde plannen voor de installatie van vele offshore windmolenparken. Al deze parken hebben effecten op (zee)vogels en vleermuizen in de zuidelijke Noordzee. Ten behoeve van het beoordelen van ecologie en cumulatie voor windparken die middels het nieuwe systeem van kavelbesluiten worden uitgegeven, is een Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) opgesteld. Dit kader is waar relevant ook gehanteerd bij de onderhavige PB.

Dit KEC is opgesteld door Rijkswaterstaat (2015) en is in 2016 geactualiseerd (versie 2.0). Er is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels, vleermuizen en zeezoogdieren, waaronder de effecten van de kavels in

windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta werd door Leopold et al. (2015) wat betreft vogels en vleermuizen 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. Daarnaast wordt ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de procedure voor een PB. In hoofdstuk 3 wordt een beknopte beschrijving van de voorgenomen ingreep gegeven. Hoofdstuk 4 beschrijft de afbakening van deze PB; op basis van de ingreep-effectrelaties wordt een overzicht gegeven van de Natura 2000-gebieden en soorten die mogelijk effecten ondervinden. De huidige situatie van de in de PB meegenomen soorten wordt weergegeven in hoofdstuk 5. Een beschrijving van de gehanteerde methodologie en de effectenanalyse wordt gegeven in hoofdstuk 6, alsmede de samenvattende beoordeling van elk van de relevante Natura 2000-gebieden. Hoofdstuk 7 geeft tot slot cumulatieve effecten met andere plannen en projecten weer.

2 BELEID EN WETGEVING

2.1 Wet wind op zee

Het kavelbesluit behelst tevens de beoordeling van de natuuraspecten. Dit betekent dat geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) is vereist voor windparken op zee, waarvoor een kavelbesluit wordt genomen. In het kavelbesluit worden op basis van onderzoek zo nodig regels opgenomen voor de bouw en exploitatie van een windpark en de aansluiting van dat kavel.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de projecten of andere handelingen die vallen onder het kavelbesluit niet vergunningplichtig zijn in het kader van de Wnb. Echter, indien die projecten of 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 alsnog gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikel 2.8 van de Wnb voor het vaststellen van een kavelbesluit.

Op het tijdstip waarop het kavelbesluit wordt vastgesteld, is nog onbekend door wie het windpark zal worden gerealiseerd en welke materialen en technieken zullen worden gebruikt. Het kavelbesluit zal een bandbreedte aan mogelijkheden (bijvoorbeeld minimale en maximale turbine-afmetingen, aantal turbines, type en kenmerken van funderingen etc.) vastleggen waarbinnen de toekomstige ontwikkelaar zal moeten blijven. De minister van Economische Zaken maakt, in overeenstemming met de minister van Infrastructuur en Milieu, in het kader van het kavelbesluit de PB van de gevolgen van de bouw en exploitatie van het windpark voor Natura 2000-gebieden.

Door in voorliggende PB de gevolgen van de uiterste varianten binnen de bandbreedte voor de natuur te onderzoeken (worst case benadering), kan worden aangetoond dat de effecten van alle mogelijke invullingen van het windpark varianten tussen deze uitersten liggen. Hierdoor hoeft de houder van een 'windvergunning' geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wnb aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw en de wijze van exploitatie van het windpark) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

Wanneer de minister van Economische Zaken, in overeenstemming met de minister van Infrastructuur en Milieu, op grond van de PB niet met zekerheid kan vaststellen dat de gevolgen van het Natura 2000-gebied niet door het windpark zullen worden aangetast, kan hij toch het kavelbesluit vaststellen, indien wordt voldaan aan de volgende voorwaarden: Er zijn geen alternatieve oplossingen zijn, het project is nodig om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen 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. De te treffen compenserende maatregelen maken deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrictlijn en Wet natuurbescherming

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrictlijn. Deze is geïmplementeerd in de Wet natuurbescherming (Wnb) en wordt voor wat betreft het kavelbesluit geïncorporeerd in de nieuwe Wet windenergie op zee.

De aanwijzingsbesluiten voor de relevante Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de toetsing 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 Habitatrictlijn wel beschermd. Enkele voor dit MER relevante gebieden, namelijk Voornes Duin, Duinen Goeree & Kwade Hoek, Noordzeekustzone, Vlakte van de Raan, Doggersbank, Klaverbank, Friese Front en de Voordelta, zijn inmiddels definitief aangewezen. De betrokken Vogelrichtlijngebieden zijn wel reeds allemaal aangewezen. Ten aanzien van de overige betrokken gebieden wordt opgemerkt dat ze zijn aangemeld en dat er ontwerpbesluiten liggen met soort- en habitat specifieke instandhoudingsdoelstellingen, maar dat de definitieve aanwijzing nog in procedure is. Ten behoeve van deze PB worden ook de instandhoudingsdoelstellingen in de ontwerp-aanwijzingsbesluiten als concreet toetsingskader gebruikt.

Met name enkele mariene Natura 2000-gebieden die zijn aangemeld onder de Habitatrictlijn of Vogelrichtlijn zijn van belang voor deze PB. Het gaat hier om de gebieden Noordzeekustzone (tussen Bergen en Petten), Vlakte van de Raan, Waddenzee, Voordelta, Doggersbank, Klaverbank en het Friese Front.

Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden), vogels (zeekoeten) en diadrome vissen (prikken, elft en fint).

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden (Vogelrichtlijn- en/of Habitatrictlijn (VHR) gebied).

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk twee aspecten van groot belang: externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten ervan zich wel binnen dat gebied openbaren. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de versturende werking (schrik-effect) tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich voor foerageren buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment van de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast. De meeste van de effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn dergelijke externe effecten. De dieren die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland.

De cumulatie van effecten van andere plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat dient te worden meegenomen in de toetsing. Ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief dient in deze context te worden beschouwd.

2.3 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

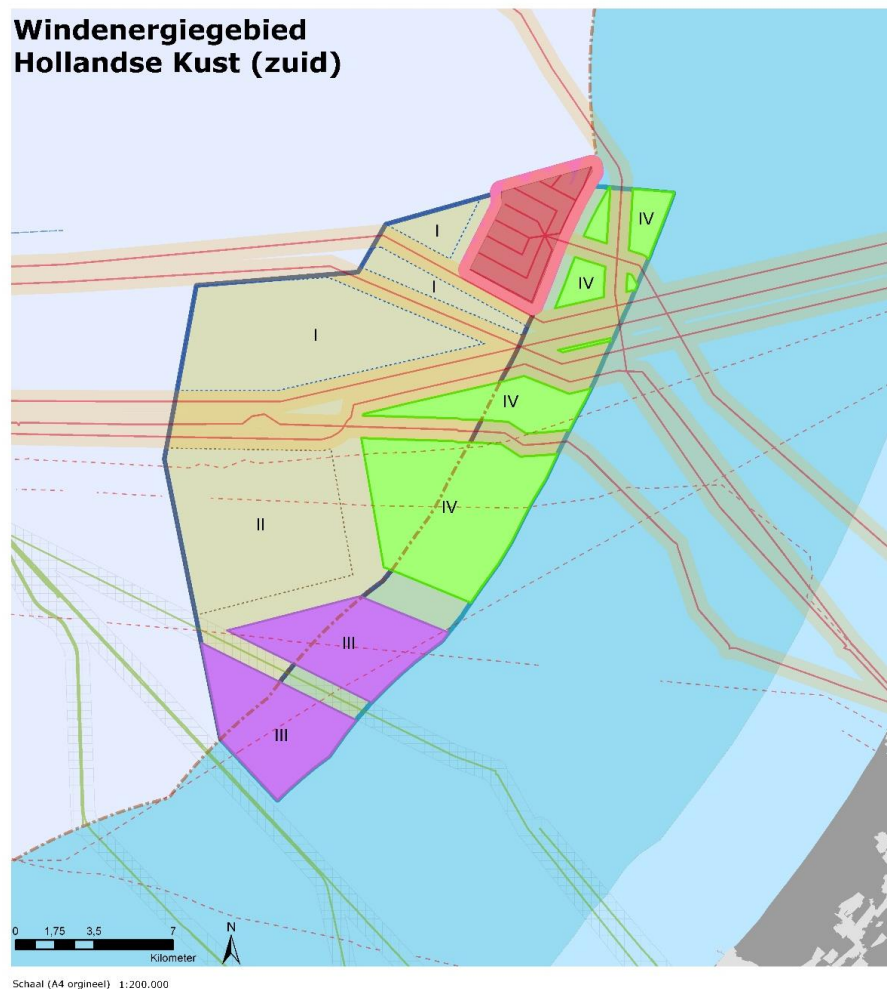
In de VHR en de Wnb wordt geen onderscheid gemaakt naar effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijkwijs in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de gunstige 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 het Bevoegd Gezag dit in haar overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen.

3 VOORGENOMEN ACTIVITEIT

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel III in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), zoals weergegeven in figuur 3.1. In kavel III wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en te zijner tijd weer verwijderd.

Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling en volgorde van uitgifte van de kavels



Legenda

Kavels Hollandse Kust Zuid	--- Buisleidingen: inactief	Windenergiegebied HKZ
--- I	Buisleiding onderhoudszone (500m)	■ Hollandse Kust (zuid) buiten 12 NM
--- II	■ Kabel onderhoudszone (500m)	■ Hollandse Kust (zuid) binnen 12 NM
■ III	--- Kabels	--- Grens 12 mijlszone
■ IV	--- Kabels: inactief	■ EEZ van Nederland
--- Buisleidingen	--- Buisleidingen	■ Territoriale wateren



Author: MJF

Datum: 29-11-2016

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een offshore hoogspanningsstation (offshore high voltage station - OHVS) dat via een tweetal exportkabels naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. De OHVS, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd en daarvoor wordt een separate milieueffectrapportage doorlopen, inclusief PB. De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt derhalve buiten de scope van deze PB.

3.2 Bandbreedte benadering

De kavel binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) wordt uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In het kader hieronder staat kort een uitleg van de bandbreedtebenadering en de te beschouwen alternatieven.

Bandbreedte

Door kavels uit te geven waarbinnen verschillende windturbineopstellingen en –types en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan deze PB. Normaliter wordt het voorkeursalternatief onderzocht op mogelijke effecten.

Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een *worst case* benadering: als de *worst case* situatie voor mogelijke effecten toelaatbaar is, dan zijn alle andere opstellingen die daarbinnen blijven eveneens mogelijk.

Alternatieven

De *worst case* situatie kan voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. Bij het onderzoek is hiermee rekening gehouden door meerdere *worst case* situaties te onderzoeken en te vergelijken.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen zijn voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee zijn mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd en wordt voorkomen dat alleen een *worst case* situatie in beeld is gebracht. Waar zinvol, is in dit verband ook de mogelijke *best case* situatie onderzocht zodat de range aan mogelijke effecten duidelijk is.

3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB heeft betrekking op het uiteindelijke voorkeursalternatief (VKA) zoals dat in het MER beschreven wordt (hoofdstuk 12). Het VKA is (mede) tot stand gekomen op basis van de milieu-informatie uit het MER, en bestaat uit een voorkeursbandbreedte in combinatie met mitigerende maatregelen.

De mitigerende maatregelen (zie paragraaf 12.6.2 in het MER) hebben betrekking op vogels, vleermuizen en zeezoogdieren.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen:

- Stilstandsvoorziening bij het constateren van een gestuwde vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden.
- Verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) naar een waarde van 5 m/s in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen (half augustus tot en met september).

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren):

- De geluidsproductie tijdens heien wordt begrensd tot een maximale waarde tussen 163 en 172 dB re $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de heilocatie. Hierbij wordt rekening gehouden met de verschillen in dichtheden van bruinvissen (als gevoeligste soort) in bepaalde seizoenen en het aantal palen dat geheid wordt. De volgende normering wordt aangehouden:

Tabel 3.1 Normstelling onderwatergeluid voor windparken in gebied Hollandse Kust (zuid) (inclusief de opstart toeslag van 1dB).

Hollandse Kust (zuid) kavel I – IV	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)		
380 MW per kavel	Periode ¹		
# turbines	jan – mei	jun – aug	sep – dec
63	163	169	171
54	164	170	172
48	165	171	173
42	166	172	174
38	167	173	175

Naast de geluidsnormering dient gebruik gemaakt te worden van zogenaamde ‘Acoustic Deterrent Devices’ en ‘soft start’ procedures.

Onderstaand is in tabel 3.2 de bandbreedte weergegeven die (in combinatie met de bovengenoemde mitigerende maatregelen) geldt voor het voorkeursalternatief.

Tabel 3.2 Bandbreedte voor kavel III

Onderwerp	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	6 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	167 – 251 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	142 – 221 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4x rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2 – 3
Type funderingen (substructures)	Monopile, jacket, tripile, tripod, gravity based structure

¹ De dichtheid van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee is in de zomer en de herfst lager dan in het voorjaar, waardoor er zich in die seizoenen binnen een door geluid verstoord oppervlak (wat niet seizoens-afhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. In de zomer en het najaar kunnen daarom minder strenge normen worden gehanteerd dan in het voorjaar.

Onderwerp	Bandbreedte
Type fundering (foundation)	Paalfunderingen, suction buckets, gravity based structures
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
In geval van heien van fundering: hei-energie gerelateerd aan turbinetype / heipaal	1.000 – 3.000 kJ, afhankelijk van bodemcondities en diameter fundering
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Jacket	4 palen van 1,5 – 3,5 meter
Monopile	1 paal van 6 tot 10 meter
Tripod	3 palen van 2 tot 4 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot maximaal 40 x 40 meter
Suction Bucket	Diameter bucket: n.t.b.
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV

In het MER is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke *worst case* en *best case* situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat. De *worst case* situatie kan voor vogels en vleermuizen en voor zeezoogdieren anders zijn. In de PB is de *worst case* situatie als uitgangspunt genomen zodat de maximale effecten zijn bepaald die zich binnen het voorkeursalternatief (bestaande uit de voorkeursbandbreedte en de vastgestelde mitigerende maatregelen) zich voor kunnen doen. Voor vogels is de *worst case* situatie de opstelling met het grootste aantal turbines (63 x 6 MW). Voor zeezoogdieren zijn in de PB beide uitersten van de bandbreedte voor wat betreft aantal turbines onderzocht, omdat op voorhand niet zeker is welke van de twee de *worst case* is.

Tabel 3.3 Worst case en best case binnen de voorkeursbandbreedte. Op voorhand is niet te zeggen welke situatie worst of best case is voor onderwaterleven.

Milieuaspect	Bandbreedte	
Vogels en vleermuizen	<i>Alternatief (Worst case)</i>	<i>Alternatief (Best case)</i>
	63 x 6 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 142 m	38 x 10 MW turbines Tiplaagte 30 m, rotordiameter 221 m
Onderwaterleven	38 x 10 MW turbines Hei-energie: 3.000 kJ 1 turbinelocatie per dag	63 x 6 MW turbines Hei-energie: 1.000 kJ 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 op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing. Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd, maar waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen bijvoorbeeld vleermuizen op de Noordzee voorkomen.

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark heeft op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats van Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking (Prins et al. 2008, en update) aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de parken tijdens de exploitatiefase.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 4.1 Ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
		Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & vislarven	Zeezoog-dieren	Vogels
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	
Exploitatiefase							
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico			X			X
	Geluid/trillingen				X	X	
	Ruimtebeslag					X	X
	Hard substraat		X		X		X
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden		X		X	X	
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen				X	X	
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
	Verbod visserij		X		X	X	X
Verwijderingsfase							
Verwijderen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
		1	2	3	4	5	6
funderingen	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	

X = de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn

Leeswijzer

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (par. 4.1). Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (par. 4.2 tot en met 4.6). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000-habitats zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroefuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en ontmanteling van windparken op het NCP op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton

Naar verwachting hebben de met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken geen significante effecten op fytoplankton in de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee. Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard. 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 fytoplankton.

4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna

Naar verwachting heeft de met de ingreep gepaard gaande bodembegroering geen significante effecten op bodemdieren van de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte aan verstoorde bodem is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdieregemeenschappen in de kustzee. De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Het onderwaterleven zal na de constructieperiode van het windpark snel terugkeren naar het gebied. Door het ontbreken van visserij tijdens de vergunde periode is het waarschijnlijk dat de bodem zich kan herstellen en ontwikkelen, waardoor er een positief effect op de bodemfauna zal optreden. Zeker is dat de effecten op bodemdieren niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen

In een artikel van Boshamer en Bekker (2008) wordt gemeld dat er regelmatig vleermuizen gevonden worden op gas- en olieplatforms op het NCP. De waarnemingen (34 exemplaren) zijn verricht tussen 1988 en 2007. De meest waargenomen soort is de ruige dwergvleermuis (26

exemplaren), daarnaast zijn de rosse vleermuis (2x), de noordse vleermuis (2x), de laatvlieger (1x) en de tweekleurige vleermuis (3x) waargenomen. Voor geen van deze soorten zijn beschermde gebieden aangewezen in het kader van de VHR.

De in Nederland voorkomende soorten Ingekorven vleermuis, Bechsteins vleermuis, vale vleermuis en mee vleermuis zijn opgenomen in bijlage II van de Habitatrictlijn. Voor soorten van bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijendel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. De instandhoudingsdoelstelling voor de meervleermuis voor dit gebied omvat "het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie". In de toelichting wordt opgemerkt dat de meervleermuis in dit gebied in bunkers overwintert; het betreft momenteel het belangrijkste overwinteringsgebied voor deze soort in Nederland. Voor de soort zijn ook de aanwezige landgoederen van belang, omdat deze fungeren als zomerverblijven.

Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens et al, 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oever van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet bijzonder geschikt voor meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (Dld), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen. Kavel III ligt op minimaal 18 kilometer van de kust en de kans dat meervleermuizen tot in het park foerageren is zeer klein.

De meervleermuis is een soort die migreert over middellange afstand (tot maximaal +/- 500km.). De winterverblijfplaatsen bevinden zich in Nederland hoofdzakelijk in bunkers op de Veluwe en langs de kust van Zuid-Holland en in mergelgroeves in Zuid-Limburg. Verder zijn de dieren in geringe mate in de winter teruggevonden in België, Duitsland en Noord-Frankrijk. Er zijn geen waarnemingen bekend van overwinterende meervleermuizen in Groot-Brittannië. Ook zijn er nooit meervleermuizen gevonden op gas- en olieplatformen op de Noordzee. Migratie van deze soort over de Noordzee lijkt daarmee uitgesloten.

Ten aanzien van de vleermuissoorten van bijlage II van de Habitatrictlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windmolenpark in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Vleermuizen zullen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Verwachte effecten op vissen

In de Noordzee komen enkele diadrome vissoorten voor waarvoor beschermde Natura 2000-gebieden zijn aangewezen volgens Annex II van de Habitatrictlijn. Het gaat hier om zeeprik, rivierprik, elft, fint en zalm. De zeeprik, rivierprik en de fint zijn onder andere beschermd in Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan.

Volgens de Handreiking PB worden er geen significante effecten op (voor Natura 2000-gebieden aangewezen) vissoorten verwacht.

Recent is een publicatie verschenen waaruit blijkt dat vissen van zeer hoge niveaus van met heiklappen overeenkomend pulsgeluid nog geen schade ondervinden (Halvorsen e.a., 2012; Popper et al 2014). Bij vissen zonder zwemblaas werden bij een cumulatieve SEL van 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ nog geen effecten gevonden. Vissen met een zwemblaas bleken wat gevoeliger, maar ook deze vissen (meerdere soorten) bleken aan een cumulatieve SEL van ca. 207 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ te kunnen worden blootgesteld zonder schade op te lopen.

Een aantal vissen behoort tot beschermde soorten volgens de Habitatrichtlijn. Het gaat om soorten die migreren tussen zoet en zout water. De kennis over de verspreiding van deze beschermde soorten in de Noordzee is zeer beperkt, echter op basis van deskundigenoordeel wordt niet verwacht dat de windmolenlocaties van wezenlijk belang zijn. Bovendien zijn de belangrijkste knelpunten voor de huidige instandhouding van deze beschermde soorten de kwaliteit en beschikbaarheid van zoetwaterhabitats. Mede om die reden worden significante effecten van de aanleg van windparken op deze soorten niet verwacht. Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze PB.

4.1.5 Verwachte effecten op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vislarven binnen een zekere straal rondom de heipaal zouden sterven, wat na verloop van tijd zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit zou vervolgens kunnen leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren. In de kernopgaven voor de Waddenzee 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.

Op basis van de overwegingen uit de vorige paragraaf zijn in de Passende Beoordelingen van de offshore windparken uit ronde 2 (2009 en later) met behulp van een vislarvenmodel berekeningen uitgevoerd uitgaande van een sterfte van vislarven van 100% binnen een kilometer van de heillocatie (heipaal). Het uitgangspunt van het model van een sterfte van vislarven van 100% binnen een kilometer van de heillocatie (heipaal) was echter niet in onderzoek aangetoond, maar was een *worst case* aanname op basis van aanwijzingen in de literatuur. Op dit moment zijn resultaten van onderzoek beschikbaar gekomen die een ander licht werpen op deze aanname.

In 2012 zijn in het kader van het Shortlist Masterplan Wind (SMW) onderzoeksprogramma nieuwe experimentele gegevens gepubliceerd over het effect van geluid ten gevolge van heiwerkzaamheden op een 'typische' Noordzee heillocatie op larven van tong (*Solea solea*, Bolle et al. 2012). Hierbij zijn larven van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong (inclusief het stadium met dooierzak en zwemblaas) blootgesteld aan geluidspulsen die representatief waren voor heiwerkzaamheden (tot een geluidniveau van 210 dB re 1 μPa^2). De overleving van de aan de geluidspulsen blootgestelde tonglarven verschilde niet significant van

een controlegroep. Dit betekent dat geen significante effecten aangetoond worden. Statistisch gezien is het mogelijk dat een theoretisch resteffect niet uit te sluiten is van 14% sterfte tot 400 meter en kleiner dan 14% sterfte in de range van 400-1000 meter van de heillocatie. Dit resulteert *worst case* in een vermindering van de effecten op tonglarven van 50% te opzichte van de inschattingen van Prins et al. (2009).

De onderzoekers concludeerden dat hun gegevens niet zonder meer geëxtrapoleerd kunnen worden naar vislarven in zijn algemeenheid en dat effecten van heien op vislarven mogelijk soortafhankelijk zijn. Daarom zijn de experimenten herhaald voor twee andere soorten, zeebaars en haring, zodat een meer representatief beeld verkregen kan worden.

De uitkomsten van het laboratoriumonderzoek naar de larven van zeebaars laten vergelijkbare resultaten zien als het onderzoek naar tonglarven, ook hier zijn geen significante effecten geconstateerd (Effect of pile driving sound on the survival of fish larvae. Progress report 2013): "Het werk aan zeebaarslarven is voltooid, de finale experimenten zijn in 2013 uitgevoerd. Het effect van heigeluid is bestudeerd voor 2 larvale stadia. Vijf behandelingen (3 blootstellings- en 2 controlegroepen) zijn uitgevoerd. Elke behandeling is 10 keer herhaald. Het aantal herhalingen was gebaseerd op de resultaten van de pilot experimenten en de power analyse die uitgevoerd zijn in 2012. De 3 blootstellingen bestonden uit het hoogste geluidsniveau van de SMW experimenten, een 10 dB hoger cumulatief niveau en een 7 dB hoger piek niveau. Er zijn geen significante effecten op overleving waargenomen gedurende de 10-daagse monitoringsperiode. In het geval van tong kon het ontbreken van effecten geweten worden aan de beperkte zwemblaasontwikkeling, maar de zeebaarslarven hadden goed ontwikkelde, relatief grote zwemblaas. Deze resultaten bevestigen de eerdere suggestie dat de VS interim criteria te voorzichtig zijn geformuleerd.". Ook het onderzoek naar haringlarven laat een vergelijkbaar beeld zien: bij de haringlarven konden geen significante effecten aangetoond worden.

De conclusie die uit het vislarvenonderzoek getrokken kan worden is dat er geen reden is om aan te nemen dat vislarvensterfte ten gevolge van onderwatergeluid dat vrijkomt bij het heien van funderingspalen, tot relevante effecten leidt. Ten opzichte van de aannames in eerdere milieueffectrapporten en Passende Beoordelingen voor windparken op zee kan dan ook met zekerheid gesteld worden dat de effecten veel geringer zijn, zodanig zelfs dat geen wezenlijke invloed resteert. In het geval dat nog enige sterfte optreedt in de directe omgeving van de heillocatie zijn de effecten dermate lokaal dat de doorwerking op de aanwas van juveniele vis verwaarloosbaar is.

Hierbij kan nog aangetekend worden dat de effecten bij de eerder aangenomen vislarvensterfte van 100% binnen een kilometer van de heillocatie, al als verwaarloosbaar beschouwd werden voor de vissenpopulaties gezien de grootte van het leefgebied van vissen en de beperkte omvang van eventuele effecten.

Na het bovengenoemde onderzoek blijkt dat de eerdere berekeningen op basis van het model met 100% sterfte binnen een kilometer in de PB voor windmolenparken op zee te conservatief waren. De effecten van de verminderde larvenaivoer na doorwerking op de meest gevoelige vogelsoorten en zeezoogdieren blijven ruim onder de 1% op populatieniveau. Dit betekent dat ook wanneer de statistisch niet uit te sluiten 'reststerfte' op zou treden bij het heien, uitgesloten

kan worden dat significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden. In deze PB wordt daarom verder niet ingegaan op de effecten op vislarven.

4.1.6 Verwachte effecten op zeezoogdieren en vogels

In de volgende paragrafen worden per fase de effecten op zeezoogdieren en vogels nader besproken. Tevens vindt er een afbakening plaats van aan de ingreep gerelateerde activiteiten of kenmerken die geen effecten hebben op deze soortgroepen.

4.2 Ingreep- effectrelaties per fase

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanleg van de funderingen, de aanleg van kabels en scheepvaart.

Tabel 4.2 ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

Activiteiten aanlegfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

x = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van arbeiders zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden van vogels, vissen, vislarven en zeezoogdieren. Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Kavel III bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep is dan ook verwaarloosbaar voor het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanleg kabels

Deze PB is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor windenergiegebied Hollandse Kust. De kabels die lopen vanaf het kavel naar de kust zijn de verantwoordelijkheid van TenneT en vallen buiten het kavelbesluit en derhalve ook buiten deze PB. De kabels in het kavel, dus van de windturbines naar een nog te realiseren hoogspanningsstation, 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 lokaal. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Aanleg funderingen

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. 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 heillocatie mogelijk tot sterfte van vissen.

Soorten*Zeezoogdieren*

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente of tijdelijke gehoordrempelverschuivingen van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.4).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Als gevolg van toegenomen scheepvaart kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens heiwerkzaamheden, waardoor in het ergste geval slechts tijdelijk een zeer beperkt habitatverlies optreedt. Hiervoor is (in paragraaf 4.1.5) vermeld dat uitgesloten kan worden dat door vislarvensterfte significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstorend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het park en het verbod op scheepvaart >24 meter en dus ook visserijschepen >24 meter.

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0
	Geluid / trillingen	0	X

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
	Ruimtebeslag	X	X
	Hard substraat	0	0
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	0	0
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen	0	0
Verbod scheepvaart >24 m	Geluid / trillingen	0	0
	Verbod Visserij	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

x = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden, die plaatselijk leidt tot 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 III bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

De kabels veroorzaken een elektromagnetisch veld dat tot een afstand van maximaal enkele meters een negatief effect kan hebben op de prooidetectie van bepaalde kraakbeenvissen (Gill, 2005). Tijdens experimenten met kraakbeenvissen werden niet geheel consistente resultaten gevonden; sommige vissen leken aangetrokken te worden, anderen werden afgestoten door het elektromagnetische veld. Het effect strekte zich uit tot enkele meters afstand van de experimentele kabel (Gill, 2008). Hierdoor wordt een verwaarloosbaar klein deel van het habitat van deze vissen minder geschikt. Deze effecten zijn bovendien zeer gering en de getroffen vissoorten zijn niet beschermd in Natura 2000-gebieden. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden dan ook uitgesloten.

Verbod op scheepvaart >24 meter

Windparken op de Noordzee zijn tot nu toe verboden terrein voor schepen groter dan 24 meter, uitgezonderd bestemmingsverkeer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zou kunnen komen. Aangezien het plangebied in druk bevaren gebied ligt, is deze afname in verhouding verwaarloosbaar. Het verbod op scheepvaart (>24 meter) houdt ook in dat er gedurende de exploitatiefase van het windpark (ca. 20 jaar) geen visserij (>24 meter en bodemberoerende) meer in het gebied mag

plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Samen met het ontbreken van grotere visserijsschepen (>24 meter) kan dit mogelijk een positief lokaal effect hebben op vissen en zeezoogdieren, maar effecten op instandhoudings-doelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windmolenpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen.

Sommige vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke & Garthe, 2006), 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 verstrend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al, 2008). In paragraaf 4.4 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan.

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, zoals de aalscholver, kunnen vervolgens gericht foerageren op het 'bewoonde' harde substraat. Deze effecten zijn echter zeer lokaal en zullen niet doorwerken op Natura 2000-gebieden.

4.2.3 Ontmantelingsfase

Over geluidsproductie en andere verstrendende effecten tijdens de ontmantelingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de ontmanteling zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn geen windparken op zee ontmanteld, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al, 2008).

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Activiteiten ontmantelingsfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	0	0
	Scheepvaart	Geluid / trillingen	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

x = mogelijk negatief effect

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). 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 III tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Veerse Meer en grote sterns uit Natura 2000-gebieden Grevelingen en Haringvliet hebben kavel III in bereik. Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verder uitgewerkt in deze PB voor de verschillende Natura 2000-gebieden.
- Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel III, zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verder uitgewerkt in deze PB voor de verschillende Natura 2000-gebieden.
- Effecten als gevolg van barrièrewerking en indirecte effecten op bovenstaande niet-broedvogels zijn wel uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.
- Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel III vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verderop uitgewerkt in deze PB.
- Aangezien niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties trekvogels behoren, worden niet alle gebieden waarvandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn besproken, maar worden de soorten enkel generiek beoordeeld.
- Effecten op enkele soorten trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoens-trek door kavel III vliegen, als gevolg van barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten zijn uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.

4.4 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (alleen tijdens aanleg), habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. In deze PB wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten.

4.5 Natura 2000-gebieden

4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels

In hoofdstuk 5 wordt de afbakening gegeven van welke broedvogels (kolonievogels) en niet-broedvogels de effecten van de voorgenomen ingreep moeten worden beoordeeld. Voor deze soorten worden ook de relevante Natura 2000-gebieden besproken waarvoor deze soorten zijn aangewezen. Daarnaast worden ook enkele relevante buitenlandse Natura 2000-gebieden meegenomen.

Behandeld worden de van oorsprong 'Vogelrichtlijngebieden' die liggen op de Nederlandse Noordzee en die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor niet-broedvogels, te weten Voordelta, Noordzeekustzone, Duinen en Lage Land Texel en Friese Front. Daarnaast is ook het gebied Bruine Bank meegenomen, omdat hiervoor ook het voornemen bestaat om dit gebied aan te wijzen voor vogelsoorten.

Daarnaast worden de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Veerse Meer, Haringvliet, Grevelingen en Krammer Volkerak behandeld omdat deze instandhoudingsdoelstellingen hebben voor broedvogels (kleine mantelmeeuw en grote stern). Dit betreft aanwijzingsbesluiten voor de kleine mantelmeeuw en grote stern. Voor alle andere soorten die als broedvogels beschermd zijn in Natura 2000-gebieden ligt kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) buiten bereik en worden niet behandeld in voorliggende PB.

Andere (buitenlandse) Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor broedvogels liggen buiten de directe invloedssfeer van een windpark in kavel III in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Habitatrichtlijngebieden zoals Coepelduynen, Meijendel & Berkheide, Westduinpark en Wapendal, Solleveld & Kapittelduinen zijn niet aangewezen voor broedvogels of voor niet-broedvogels en zijn derhalve niet relevant voor deze PB. Het gebied Meijendel & Berkheide is wel voor de meervleermuis aangewezen, maar van die soort worden geen slachtoffers in offshore windparken verwacht (zie ook paragraaf 4.1.3).

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (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 onderwatergeluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden
- 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).

De gebieden die in de beoordeling worden meegenomen zijn de Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan, Noordzeekustzone, Oosterschelde en Westerschelde & Saeftinghe.

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). Onderscheid wordt gemaakt in gebieden die zijn of worden aangewezen voor broedvogels (kleine mantelmeeuw in Duinen en Lage Land Texel, Veerse Meer, Krammer Volkerak en grote stern in Grevelingen en Haringvliet) of niet-broedvogels (Voordelta, Noordzeekustzone, Duinen en Lage Land Texel en Friese Front.). Andere broedvogels van Natura 2000-gebieden hebben kavel III van Hollandse Kust (zuid) niet in bereik en worden ook niet verder behandeld in voorliggende PB.

Duinen en Lage Land Texel

Ten noorden van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land van Texel. In dit gebied zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 5.1). Van deze soorten maken alleen kleine mantelmeeuwen lange foerageertochten tijdens het broedseizoen. Van het GPS-logger-onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen bleek dat de vogels van kolonies op Texel voornamelijk richting het westen vliegen en in mindere mate richting het zuiden (Camphuysen 2011). Het aantal broedende kleine mantelmeeuwen van de kolonie op Texel dat kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) passeert tijdens foerageervluchten is te verwaarlozen (Dirksen et al. 2012). Significante effecten voor deze soort in Duinen en Lage Land Texel zijn op voorhand uitgesloten.

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel.

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

Veerse Meer

Het Natura 2000-gebied Veerse Meer is voor 23 vogelsoorten aangewezen, waarvan 21 een kwantitatieve doelstelling hebben gekregen (tabel 5.2). Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger-onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) potentieel binnen het bereik van broedende kleine mantelmeeuwen uit kolonies in het Veerse Meer kan liggen.

Tabel 5.2 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Veerse Meer.

Broedvogels (alleen behouddoelstellingen)		
aalscholver (300p)	lepelaar (12p)	kleine mantelmeeuw (590p)
Niet broedvogels (alleen behouddoelstellingen)		
dodaars (160 ind)	brandgans (600)	kuifeend (760)
fuut (290)	rotgans (210)	brilduiker (420)
aalscholver (170)	smient (4.000)	middelste zaagbek (320)
kleine zilverreiger (7)	krakeend (60)	meerkoeit (4.200)
lepelaar (4)	wilde eend (3.200)	kluut (90)
kleine zwaan (behoud)	pijlstart (50)	goudplevier (820)
kolgans (behoud)	slobeend (40)	

Krammer Volkerak

Van kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Krammer Volkerak is bekend dat deze maar incidenteel op zee foerageren (Gyimesi *et al.* 2011), en dus zal de procentuele flux van broedende kleine mantelmeeuwen vanuit deze kolonies in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verwaarloosbaar zijn. Significante effecten voor deze soort in Krammer Volkerak zijn op voorhand uitgesloten.

Grevelingen

Het Natura 2000-gebied Grevelingen is voor 41 vogelsoorten aangewezen, waaronder 7 soorten broedvogels en de rest niet-broedvogels (tabel 5.3). Van deze soorten maken alleen grote sterns lange foerageertochten tijdens het broedseizoen. Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als ver op zee. Op basis van zichtwaarnemingen tijdens onderzoek in het Verenigd Koninkrijk, België, Denemarken en Nederland werden foerageerranges van grote sterns vastgesteld op gemiddeld 12 km van de kolonie (max 54 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Recent onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van de kolonie ligt (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a, Fijn *et al.* 2016b). Op basis van deze gezamenlijke gegevens ligt kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) binnen het gebied dat grote sterns uit de Grevelingen in theorie kunnen bereiken. In recente jaren broedde enkele honderden paren grote sterns in de Grevelingen.

Tabel 5.3 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Grevelingen.

Broedvogels		
bruine kiekendief (behoud 17p)	strandplevier (regionaal verbeter 220p)	dwergstern (regionaal behoud 300p)
kluut (regionaal verbeter 2.000p)	grote stern (regionaal behoud 6.200p)	
bontbekplevier (regionaal verbeter 105p)	visdief (regionaal verbeter 6.500p)	
Niet broedvogels (alleen behouddoelstellingen)		
dodaars (70)	bergeend (700)	kluut (80)
fuut (1.600)	smient (4.500)	bontbekplevier (50)
kuifduiker (20)	krakeend (320)	strandplevier (20)
geoorde fuut (1.500)	wintertaling (510)	goudplevier (2.600)
aalscholver (310)	slobeend (50)	zilverplevier (130)
kleine zilverreiger (50)	brilduiker (620)	bonte strandloper (650)
lepelaar (70)	middelste zaagbek (1.900)	rosse grutto (30)
grauwe gans (630)	slechtvalk (10)	wulp (440)
brandgans (1.900)	meerkoet (2.000)	tureluur (170)
rotgans (1.700)	scholekster (560)	steenloper (30)
kleine zwaan (4)	wilde eend (2.900)	goudplevier (820)
kolgans (140)	pijlstaart (60)	

Haringvliet

Hat Natura 2000-gebied Haringvliet is in totaal voor 36 vogelsoorten aangewezen, waaronder 10 soorten broedvogels en de rest niet-broedvogels (tabel 5.4). Van deze soorten maken alleen grote sterns lange foerageertochten tijdens het broedseizoen en kunnen kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in theorie bereiken.

Tabel 5.4 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Haringvliet.

Broedvogels (allemaal behouddoelstelling)		
bruine kiekendief (20p)	strandplevier (regionaal 220p)	dwergstern (regionaal 300p)
kluut (regionaal 2.000p)	zwartkopmeeuw (400p)	blauwborst (40p)
bontbekplevier (105p)	grote stern (regionaal 6.200p)	rietzanger (420p)
	visdief (regionaal 6.500p)	
Niet broedvogels (alleen behouddoelstellingen)		
fuut (160)	wilde eend (6.100)	visarend (3)
aalscholver (240)	pijlstaart (30)	slechtvalk (8)
kleine zilverreiger (3)	kuifeend (3.600)	meerkoet (2.300)
lepelaar (160)	bergeend (820)	kluut (160)
kleine zwaan (behoud)	smient (8.900)	goudplevier (1.600)
kolgans (400)	krakeend (860)	kievit (3.700)
dwerggans (20)	wintertaling (770)	grutto (290)
grauwe gans (6.600)	slobeend (90)	wulp (210)
brandgans (14.800)	toppereend (120)	

Voordelta

Het Natura 2000-gebied Voordelta is voor diverse niet-broedvogel soorten aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties. In totaal 30 soorten zijn aangewezen en 26 daarvan hebben kwantitatieve doelstellingen (tabel 5.5).

Tabel 5.5 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten als niet-broedvogel in Natura 2000-gebied Voordelta.

roodkeelduiker (behoud)	pijlstaart (250)	zilverplevier (210)
fuut (280 ind.)	slobeend (90)	drieteenstrandloper (350)
kuifduiker (6)	topper (80)	bonte strandloper (620)
aalscholver (480)	eider (2500)	rosse grutto (190)
lepelaar (10)	zwarte zee-eend (9.700)	wulp (980)
grauwe gans (70)	brilduiker (330)	tureluur (460)
bergeend (360)	middelste zaagbek (120)	steenloper (70)
smient (380)	scholekster (2500)	dwergmeeuw (behoud)
krakeend (90)	kluut (150)	grote stern (behoud)
wintertaling (210)	bontbekplevier (70)	visdief (behoud)

Noordzeekustzone

Ten oosten/noordoosten van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. In dit gebied zijn 3 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en 17 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 5.6). Van deze soorten kunnen zwarte zee-eenden tijdens lange verplaatsingen van en naar het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone dus in theorie in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) terechtkomen. Hetzelfde geldt voor

dwergmeeuwen op trek. De instandhoudingsdoelstelling voor zwarte zee-eenden is 51.900 vogels, voor dwergmeeuwen is een niet-kwantitatieve behouddoelstelling geformuleerd. De huidige aantallen dwergmeeuwen zijn in de Noorzeekustzone van internationale betekenis (Fijn *et al.* 2016a) en voor deze soort is het één van de belangrijkste doortrekgebieden van Nederland.

Tabel 5.6 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone.

Broedvogels		
bontbekplevier (behoud 20p)	strandplevier (verbeter tot 30p)	dwergster (verbeter tot 20p)
Niet-broedvogels		
roodkeelduiker (behoud)	zwarte zee-eend (51.900)	bonte strandloper (7.400)
parelduiker (behoud)	scholekster (3.300)	rosse grutto (1.800)
aalscholver (1.900)	kluut (120)	wulp (640)
bergeend (520)	bontbekplevier (510)	steenloper (160)
topper (behoud)	zilverplevier (3.200)	dwergmeeuw (behoud)
eider (26.200)	drieteenstrandloper (2.000)	

Friese Front

Het Friese Front is volgens het concept-aanwijsbesluit aangewezen voor zeekoet met als instandhoudingsdoelstelling behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Door Jak *et al.* (2009) is de suggestie van gemiddeld 20.000 individuen in juli/augustus gedaan als instandhoudingsdoelstelling. Een worst case benadering is de aanname dat er mogelijk sprake is van externe werking en dat de gehele sterfte als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) moet worden toegeschreven aan dit Natura 2000-gebied. In de effectbeoordeling is ook uitgegaan van een instandhoudingsdoel van 20.000 individuen, echter dit doel is nog niet definitief vastgesteld.

Bruine Bank

Het voorgestelde Natura 2000-gebied Bruine Bank ligt tientallen kilometers van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Omdat deze afstand groter is dan de vermijdingsafstand van dieren van windparken, is directe verstoring in het gebied Bruine Bank op voorhand uit te sluiten. De kans dat sterfte als gevolg van een windpark in dit windenergiegebied invloed heeft op soorten vogels op de Bruine Bank is groter dan bijvoorbeeld voor het Friese Front. Een aanwijsbesluit en instandhoudingsdoelstellingen zijn voor dit gebied nog niet geformuleerd, maar door Bos & van Bemmelen (2012) is dit gebied wel aangemerkt als een deel van de Nederlandse Noordzee met uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten alk en zeekoet. Sterfte in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kan potentieel middels externe werking effecten hebben op vogels in dit gebied. Op dit moment zijn echter verder geen uitspraken hierover te doen, aangezien instandhoudingsdoelen ontbreken. In de voorliggende PB wordt daarom de beoordeling gebaseerd op de vraag welk deel van de PBR de sterfte door kavel III en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

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 het windpark Hollandse Kust (zuid) zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). In bijlage 5 van het MER is achtergrondinformatie opgenomen over verspreiding van en aantallen bruinvissen en zeehonden. De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit deze bijlage, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten. Tabel 5.2 geeft een overzicht van de relevante Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelstellingen per soort per gebied.

In tabel 5.5 zijn voor de bruinvis, gewone en grijze zeehond de instandhoudingsdoelstellingen en staat van instandhouding gegeven. Voor de gewone zeehond zijn in de aanwijzingsbesluiten van de Voordelta, Oosterschelde en Westerschelde & Saefinghe concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor een regionale populatie van 200 exemplaren. Voor de andere twee gebieden geldt een behoudsdoelstelling. Voor de grijze zeehond zijn in de Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld. In alle gevallen gaat het om een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied.

De bruinvis heeft een matig ongunstige staat van instandhouding. De gunstige staat van instandhouding is gedefinieerd als: "Terugkeer van een zich voortplantende populatie bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang." In de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan is als instandhoudingsdoel aangegeven: 'behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud van populatie'.

Tabel 5.5 Zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
Bruinvis	Noordzeekustzone	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gunstig
	Voordelta	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
		populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Oosterschelde	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saeftinghe	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
Grijze zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig op leefgebied
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied

5.2.1 Bruinvis

De bruinvis komt voor in de Atlantische kustzones van Europa, Noordwest-Afrika en Canada, de Pacifische kusten van Canada en Siberië en in de Zwarte Zee. De bruinvis verblijft in zee en in ondiepe kustwateren. Er zijn waarnemingen gedaan in de Oosterschelde (Camphuysen 1994, 2004). In de Noordzee komen momenteel tussen de 267.000 en 465.000 bruinvissen voor (Hammond e.a., 1995; Hammond e.a., 2002). Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II komt uit op circa 230.000 exemplaren voor de Noordzee. De populatie waar de bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee deel van uitmaken (management unit South Western North Sea and Eastern Channel) is waarschijnlijk kleiner dan 180.000 dieren (Geelhoed e.a., 2011).

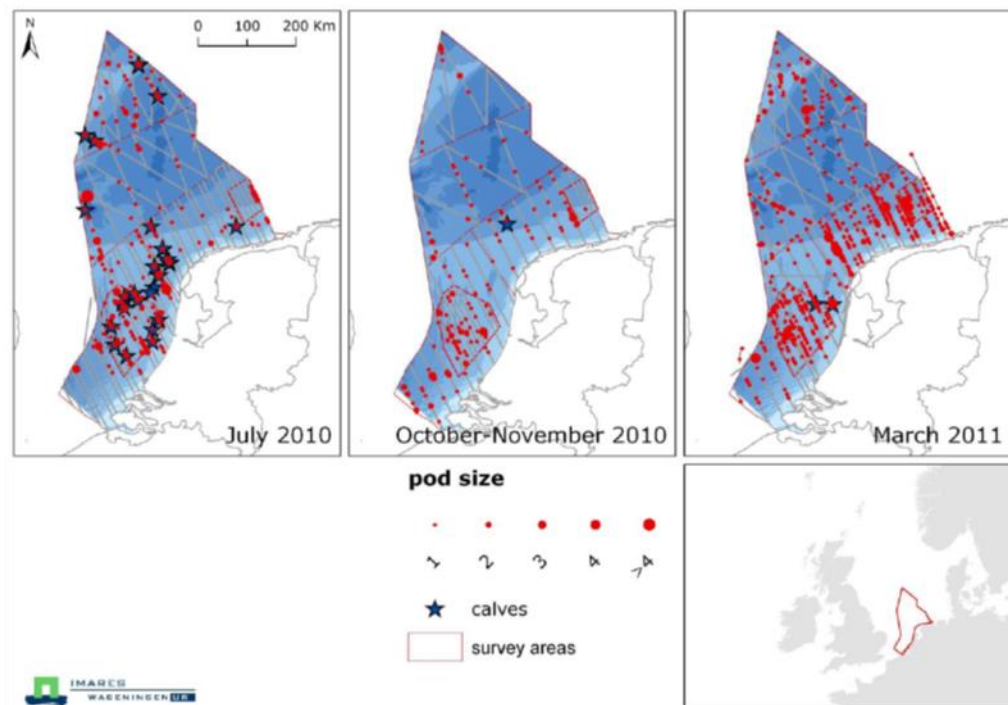
Recente berekeningen op basis van gecorrigeerde vliegtuigtellingen voor het NCP komen uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 in juli (95%-betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000), circa 30.000 in oktober/november (16.000-59.000) en circa 86.000 in maart (49.000-165.000) in het gehele NCP (Geelhoed e.a., 2011).

Bruinvissen in plangebied Windpark Hollandse Kust (zuid)

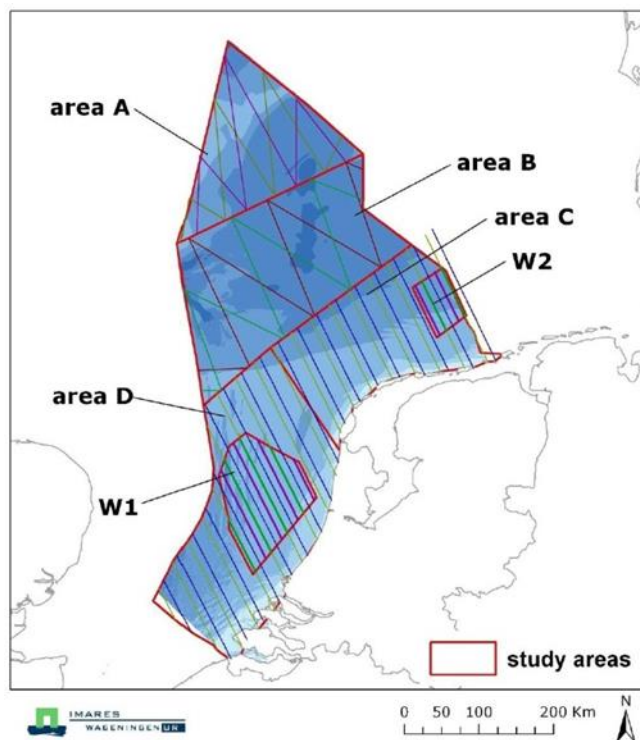
In Geelhoed et al. (2011) worden studies van 2008-2011 met elkaar vergeleken, waarbij op een zelfde manier dichtheden en aantallen zijn bepaald. Daaruit blijkt dat er tussen de jaren verschillen zijn in dichtheden in verschillende gebieden (tabel 8 in Geelhoed et al. 2011). Schattingen van de totalen in een groter gebied liggen 2010 en 2011 in dezelfde orde van grootte (resp. 66.238 en 75.682 bruinvissen). Ook in 2012 en 2013 is op het NCP geteld vanuit vliegtuigen (Geelhoed et al., 2014). Vergelijkbare aantallen bruinvissen zijn geteld en de aanwezigheid per deelgebied laat geen consistente trend zien.

Het plangebied ligt in het gebied waar in maart, juli en oktober relatief hoge dichtheden voorkomen. De volgende figuur geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens vliegtuig-tellingen in 2010 en 2011 (figuur 6 uit Geelhoed et al. 2011).

Figuur 5.1 Totale onderzoeksinspanning bij goede of gemiddelde zicht omstandigheden bij tenminste een kant van het vliegtuig (op en naast trackline) met alle waarnemingen van bruinvissen (inclusief navigator waarnemingen). Sterren geven waarnemingen met jongen weer. (uit Geelhoed e.a., 2011)



Figuur 5.2 Deelgebieden bruinvistellingen (Geelhoed, 2011)



Tabel 5.6 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waarbinnen het plangebied valt. Dit betreft gebied 'D', zoals weergegeven in figuur 5.2.

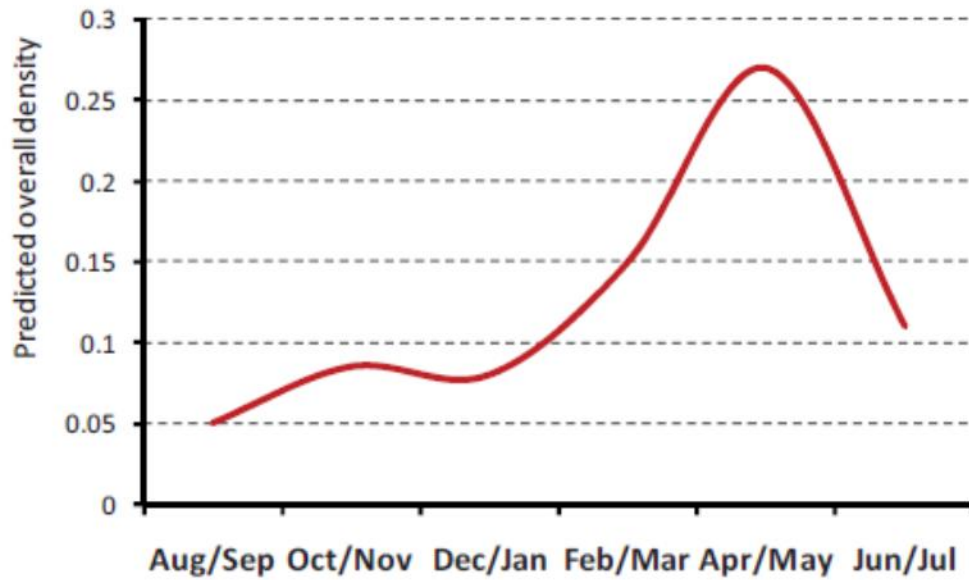
Tabel 5.6 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar het plangebied binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011 en aangevuld met gegevens uit Geelhoed et al. 2014).

Periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km ²) NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438 (0,236-0,903)	10.098 (4341-22024)	25.998 (13.988-53.623)
Okt/nov 2010	0,398 (0,212 - 0,733)	0,505 (0,271-0,994)	8.304 (4.431 – 15.296)	29.963 (16.098-59.011)
Maart 2011	1,174 (0,658 - 2,389)	1,441 (0,803-2,786)	24.501 (13.726 – 49.833)	85.572 (49.324-165.443)
Maart 2012	1,42 (0,77 – 2,91)	1,12 (0,63-2,20)	29.696 (15.992 – 60.810)	66.685 (37.284-130.549)
Maart/apr 2013	1,32 (0,66 – 2,83)	1,07 (0,55-2,17)	27.602 (13.815 – 58.987)	63.408 (32.478-128.588)
Juli 2014	0,90 (0,46 – 1,84)	1,29 (0,73 – 2,60)	18778 (9548 – 38167)	76.7 (73 (43414-154265)

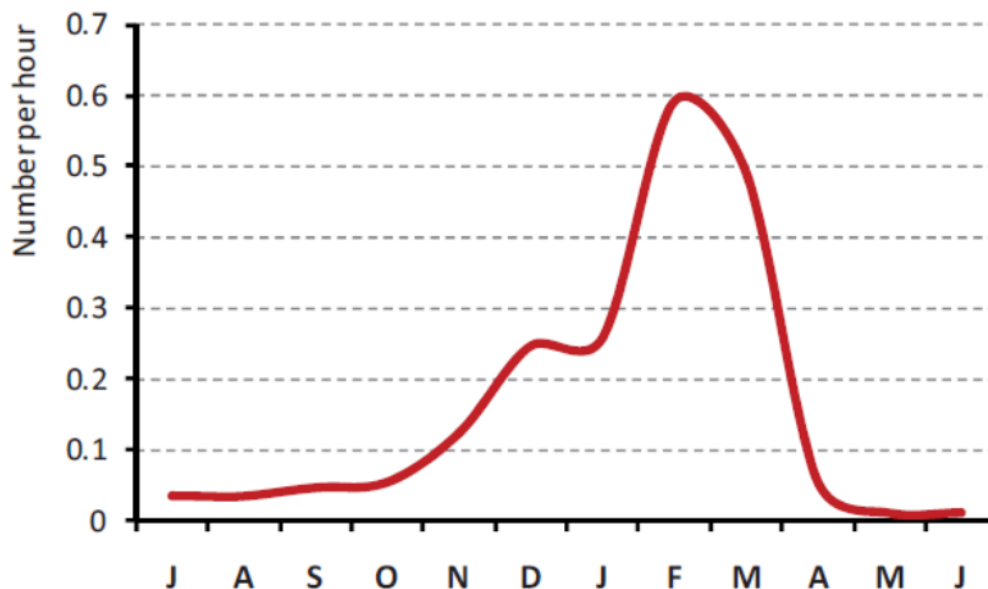
Seizoensvariatie

Bruinvissen worden het hele jaar door waargenomen vanaf zeetrekposten langs de kust, maar met duidelijke verschillen tussen maanden. In mei en juni worden ze het minst waargenomen. Van juli-november neemt het aantal waarnemingen toe en de meeste waarnemingen worden gedaan in februari en maart. In april nemen de waarnemingen sterk af (Camphuysen, 2011). Figuur 5.3 geeft de seizoenspatronen in het voorkomen van bruinvissen weer die gevonden zijn tijdens zeevogelstudies in de periode 1990-2010 (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011). Figuur 5.4 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).

Figuur 5.3 Seasonal pattern in abundance Harbour Porpoises during seabird surveys, 1990-2010; re-drawn from Arts 2010).



Figuur 5.4 Seasonal pattern in numbers of Harbour Porpoises per hour of observation during seawatching (n/h), mainland coast observatories only (Scheveningen – Huisduinen, 1990-2010; from Camphuysen 2011).



Het seizoenspatroon dat in de tellingen vanuit vliegtuigen is waargenomen, wijkt wat af van die langs de kust. Bij de vliegtuigtellingen (figuur 5.3) zijn het hele jaar door bruinvissen waargenomen, met lage dichtheden in herfst en winter (aug/sept tot dec/jan), een toename in februari/maart en een piek in de late lente (april/mei). In 2010 en 2011 zijn vliegtuigtellingen uitgevoerd om beter inzicht te krijgen in seizoensgebonden voorkomen van de verspreiding van bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Met deze tellingen zijn schattingen gemaakt van de gemiddelde dichtheid en totale aantallen bruinvissen in het Nederlands deel (Geelhoed et al., 2011). In juli komen de gemiddelde dichtheden uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 (95%- betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000 in juli), circa 30.000 (16.000-59.000) in oktober/ november en circa 86.000(49.000-165.000) in maart in het gehele NCP. Het NCP herbergt minimaal minstens 14% (juli) en maximaal tenminste 48% (maart) van de populatie waartoe de Nederlandse dieren behoren (Geelhoed e.a., 2011).

In maart 2011 werden in grote delen van het NCP hoge dichtheden gevonden, behalve bij Zeeland en de nabije kustzone van Noord- en Zuid-Holland. In juli werden hoge dichtheden gevonden rond de Bruine Bank, Botney Cut/Doggersbank en de Borkumse stenen. In oktober zijn de bruinvissen gelijkmatiger verspreid (Geelhoed et al. 2011).

In Geelhoed et al. (2011) worden studies van 2008-2011 met elkaar vergeleken, waarbij op een zelfde manier dichtheden en aantallen zijn bepaald. Daaruit blijkt dat er tussen de jaren verschillen zijn in dichtheden in verschillende gebieden (tabel 8 in Geelhoed et al. 2011). Schattingen van de totalen in een groter gebied liggen 2010 en 2011 in dezelfde orde van grootte (resp. 66.238 en 75.682 bruinvissen). Ook in 2012 en 2013 is op het Nederlands

Continentaal Plat geteld vanuit vliegtuigen (Geelhoed et al, 2014). Vergelijkbare aantallen bruinvissen zijn geteld en de aanwezigheid per deelgebied laat geen consistente trend zien.

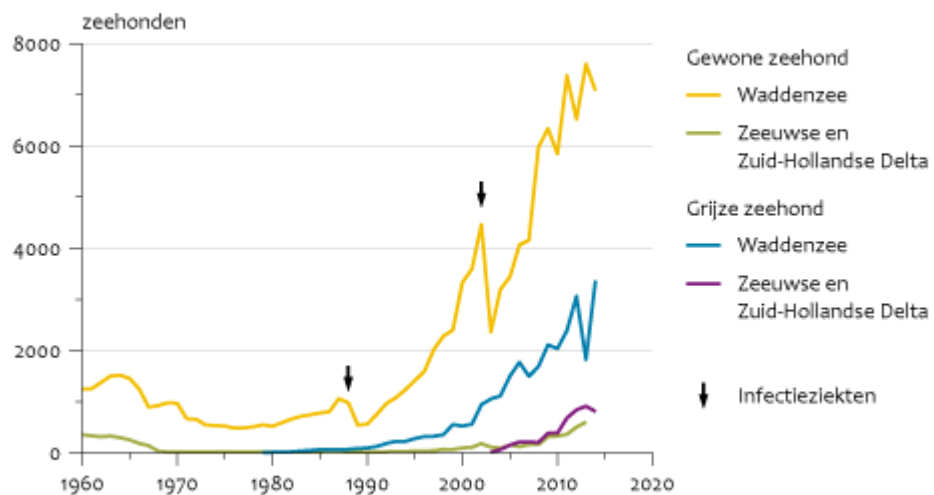
5.2.2 Zeehonden

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor, gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage 2 en 4 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 was uitgebroken. Figuur 7.12 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 7.12 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, d.d. 29 maart 2016).

Aantal zeehonden



Bron: IMARES (WUR); Delta Projectmanagement in opdracht van RWS/Provincie Zeeland.

WUR/sep15
www.clo.nl/t23112

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. Vliegtuigtellingen van gewone zeehonden geven aantallen van 2300 dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6.800 in 2012 (Galatius et al., 2012).

Historisch gezien was het Deltagebied ook een belangrijk gebied voor zeehonden. Ongeveer één derde van alle gewone zeehonden kwamen daar voor. Echter, na eeuwen van intensieve jacht waren ze er vrijwel verdwenen. Vrij recent zijn aantallen zeehonden in het Deltagebied weer toegenomen. Vergeleken met de aantallen in het Waddengebied zijn de aantallen een

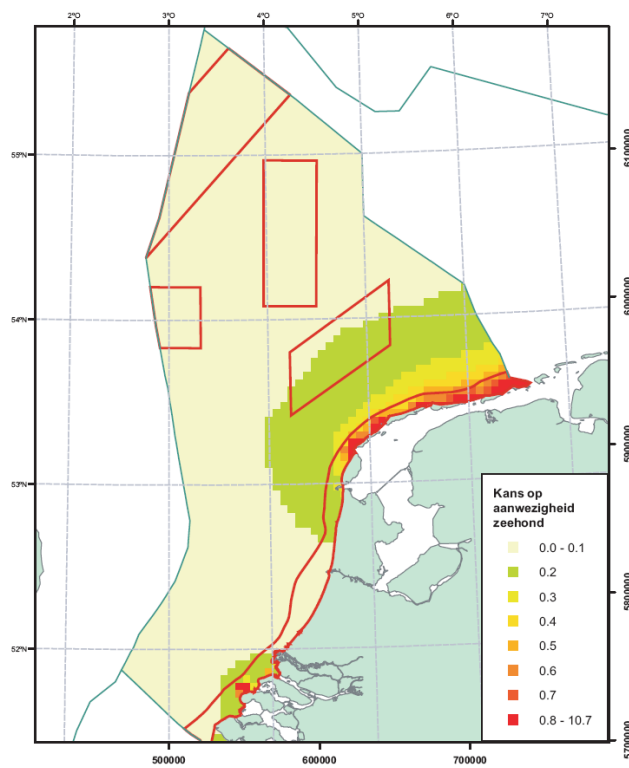
stuk lager; rond de 250 gewone zeehonden in 2011 en 677 grijze zeehonden in 2011 (Haelters *et al.*, 2012b).

In het Deltagebied worden slechts zeer weinig pups geboren. Daarnaast is de mortaliteit er hoog. De groei van de populaties is te verklaren door import vanuit andere gebieden, zoals het Waddengebied of Engelse kolonies.

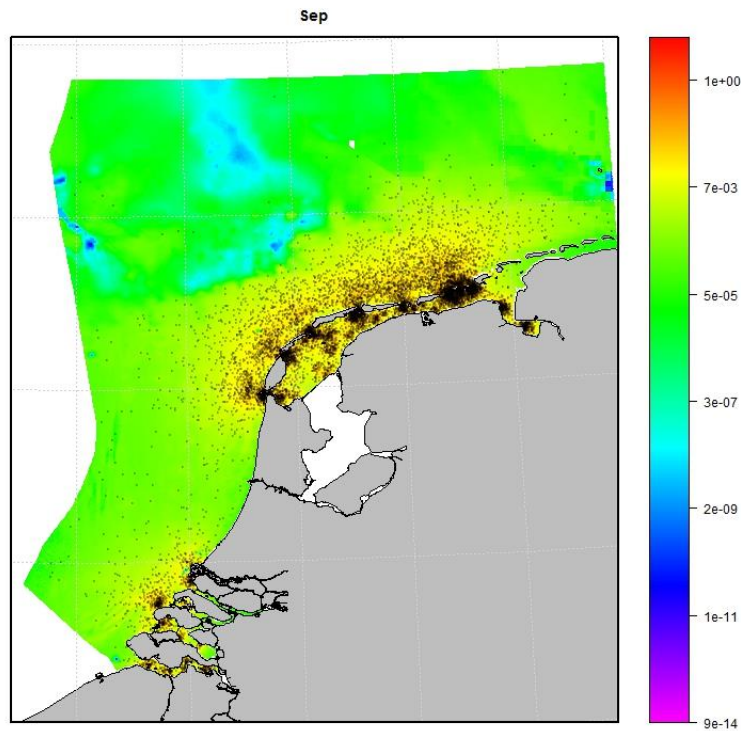
Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek aan de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur *et al.* (2004) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn. In Lindeboom *et al.* (2005) werd een eerste verspreidingsmodel toegelicht, zoals opgesteld met behulp van de gegevens uit Brasseur *et al.* (2004; zie figuur 7.13 afkomstig uit Lindeboom *et al.* 2005). Hieruit blijkt dat de potentiële habitat van de gewone zeehond het gehele Nederlands Continentaal Plat bestrijkt, maar omdat de dieren samenkomen op de zandbanken in de Waddenzee en het Deltagebied, is de waarschijnlijke concentratie zeehonden in die kustgebieden hoog en op open zee ver hier vandaan veel lager. Figuur 7.14 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en zenderdata (Aarts, 2016). Dit model geeft voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus weer hoe de Nederlandse Gewone zeehonden over het NCP zijn verdeeld. Het NCP is daarbij opgedeeld in gridcellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke gridcel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is.

Figuur 7.13 Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom et al, 2005)



Figuur 7.14 Gemodelleerde voorspelling van zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met zenderdata voor de maand september (Aarts, 2016).



Vooral van december tot en met februari worden gewone zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw et al, 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als foerageergebied en/of migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

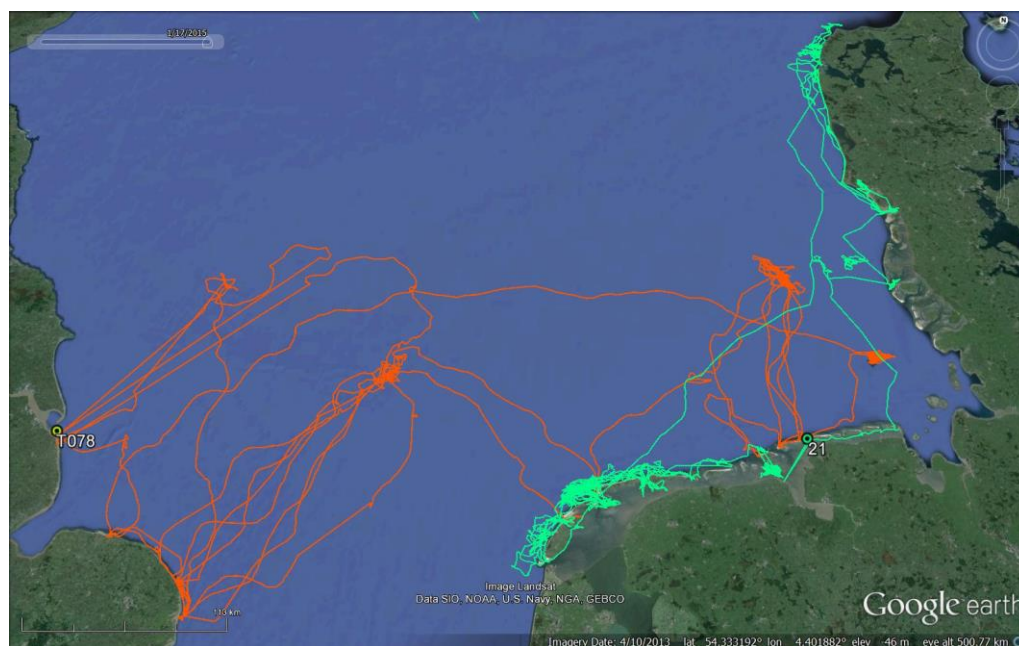
Grijze zeehond

De dieren maken regelmatig gebruik van droogvallende platen. Meestal verblijven ze echter in de kustzee waar ze foerageren op vis. Op grond van analyse van uitwerpselen is gevonden dat grijze zeehonden in de kustzone met name verschillende demersale vissoorten eten, met name tong in de lente en bot in de herfst (Brasseur et al. 2008).

Voor de voortplanting (november-februari) en verharing (maart-april) is het dier afhankelijk van permanent droogliggende platen, stranden en duinen. De jongen kunnen na de geboorte niet meteen zwemmen. Grijze zeehonden worden vooral in de zomer (juli-augustus) en winter (december-februari) langs de kust gezien.

Ook aan grijze zeehonden is onderzoek uitgevoerd met zenders. Tussen 2005 en 2008 zijn in totaal 29 grijze zeehonden voorzien van een zender. Deze gegevens laten zien dat grijze zeehonden in de hele Nederlandse kustzone voorkomen, maar ook heel lange afstanden kunnen afleggen.

Figuur 7.15 Voorbeeld van een zwemroute een grijze zeehond (rood) en een gewone zeehond (groen). Elk dier doet iets anders; soms zwemmen de dieren grote afstanden, anderen blijven dichterbij de plek waar ze hun zender hebben gekregen (www.wageningenur.nl d.d. 29 maart 2016)



6 EFFECTANALYSE

6.1 Vogels

In tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Nederlandse Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel III in wind-energiegebied Hollandse Kust (zuid). Het gaat hierbij om in totaal 34 soorten.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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). Dit is ook zo aangepakt bij de kavels in windenergiegebied Borssele en in zoverre anders dat in eerdere PB's voor offshore windparken van ronde 2 wel naar de cumulatieve instandhoudingsdoelen van de potentiële Natura 2000-populatie werd gekeken. Echter deze visie is achterhaald.

Tijdens overleggen in 2014 tussen experts van Pondera Consult, Grontmij Nederland, Rijkswaterstaat Zee en Delta en Bureau Waardenburg is besloten om in voorkomende gevallen te kijken naar de verhouding tussen aantallen aanvaringsslachtoffers en de soortspecifieke PBR, in lijn met de methodiek zoals gevolgd binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat, 2015). Indien de aantallen slachtoffers door een windpark in kavel III en in cumulatie (Leopold et al. 2015) niet meer bedragen dan de PBR van een soort dan worden deze verder niet behandeld in deze beoordeling.

6.1.1 Niet-broedvogels

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

“Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel III, zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

In tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Nederlandse Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel III in wind-energiegebied Hollandse Kust (zuid). Het gaat hierbij om in totaal 34 soorten.

Lokale vogelsoorten die in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) voorkomen, en die beschermd zijn binnen de kaders van de Wnb in Nederland als niet-broedvogel zijn enkele

soorten zeevogels (zoals zeekoet, alk, dwergmeeuw) en kustvogels (zoals roodkeelduiker, fuut, aalscholver, grote stern en visdief).

Tabel 6.1 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel III onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel.

	Maximale sterfte als gevolg van:		gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	PBR	Significant?
	Aanvaringen	Habitatverlies			
<i>zee- en kustvogels</i>					
eider**	7	0	1	22.082	nee ^S
zwarte zee-eend	0	0	1	27.730	nee
roodkeelduiker	0	0	1	1.378	nee
parelduiker	0	0	1	179	nee
fuut	0	0	0	10.705	nee
aalscholver	0	0	0	4.919	nee
grote stern	2	1	0	2.378	nee ^S
visdief	0	0	0	4.930	nee ^S
dwergmeeuw	2	1	0	3.971	nee ^S
zeekoet	0	15 [^]	1	26.641	nee ^S
alk*	0	3	1	7.129	nee ^S
<i>landvogels</i>					
kleine zwaan [#]	30	n.v.t.	n.v.t.	131	nee ⁺
grauwe gans [#]	30	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
kolgans [#]	30	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
brandgans [#]	30	n.v.t.	n.v.t.	13.075	nee ^S
rotgans [#]	30	n.v.t.	n.v.t.	6.056	nee ^S
bergeend [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	3.447	nee ^S
topper [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	4.392	nee ^S
kuifeend [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	10.885	nee ^S
krakeend [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
slobeend [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
wilde eend [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
wintertaling [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
brilduiker [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
middelste zaagbek [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
smient [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	128.325	nee ^S
pijlstaart [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
scholekster [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^S
bontbekplevier [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee ^S
zilverplevier [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	4.337	nee ^S

	Maximale sterfte als gevolg van:		gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	PBR	Significant?
goudplevier [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^{\$}
kievit [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	33.999	nee ^{\$}
kanoet [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	6.099	nee ^{\$}
drieteenstrandloper [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1.770	nee ^{\$}
bonte strandloper [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	59.643	nee ^{\$}
rosse grutto [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	6.737	nee ^{\$}
wulp [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	901	nee ^{\$}
zwarte ruiter [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee ^{\$}
groenpootruiter [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee ^{\$}
tureluur [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	14.590	nee ^{\$}
steenloper [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	3.322	nee ^{\$}
watersnip [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	20.542	nee ^{\$}
scholekster [#]	4	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee ^{\$}

* Alk heeft nog geen instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden in Nederland, maar men is voornemens om Bruine Bank aan te wijzen voor deze soort.

Voor soorten waarvoor op individueel niveau geen aantallen slachtoffers kunnen worden berekend (ganzen & zwanen, (zee-)eenden (exclusief zwarte zee-eend), reigers, roofvogels en uilen, steltlopers, en zangvogels, is als worst case scenario de volledige sterfte van een groep aan die soort toegekend.

^ Bij zeekoet en alk worden bij de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies ook de slachtoffers van ongedetermineerde alk/zeekoet meegenomen.

% (Deels) geen instandhoudingsdoelstelling geformuleerd en daarom geen 1%-norm van natuurlijke sterfte van de N2000 populatie te bepalen.

\$ Geen effecten te verwachten doordat het aantal slachtoffers (zeer) ruim onder PBR ligt.

+ Op voorhand niet uit te sluiten, nadere onderbouwing is vereist.

Uit tabel 6.1 blijkt dat in de categorie 'zeevogels' slachtoffers vallen onder eiders (7 door aanvaringen), zeekoeten (15 door habitatverlies), alken (3 door habitatverlies), dwergmeeuwen (2 door aanvaringen en 1 door habitatverlies) en grote stern (2 door aanvaringen en 1 door habitatverlies). Om de worst case situatie te waarborgen en om consistentie tussen het MER en PB te behouden, tellen we ook de slachtoffers door habitatverlies mee. Eerder onderzoek geeft geen eenduidig antwoord over het optreden van habitatverlies onder dwergmeeuwen en voor de zekerheid wordt deze soort ook meegenomen. Behalve voor de eider (26.200 vogels in de Noordzeekust en 2.500 in de Voordelta), zijn voor geen van de soorten met slachtoffers voor de gebieden waarbinnen ze zijn aangewezen kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Hierdoor is het niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie.

De eider heeft in de Voordelta de laagste instandhoudingsdoelstelling (2.500 vogels). Bij een jaarlijkse overleving van 0,82 (Descamps et al. 2011) is de 1% mortaliteit bij de eider 4,5 vogels voor de Voordelta en 47,2 vogels voor de Noordzeekustzone. Als we het aantal slachtoffers naar verhouding van het voorkomen in de Noordzeekustzone en Voordelta verdelen, is het verwachte aantal slachtoffers 1,7 vogels in de Voordelta en 18,3 in de Noordzeekustzone. Deze aantallen slachtoffers liggen voor beide gebieden onder de 1% mortaliteitsnorm en kan een significant effect zowel in de Voordelta als in de Noordzeekust uitgesloten worden.

Bij de andere soorten (alk, zeekoet, dwergmeeuw en grote stern) is er sprake van een toename van de Nederlandse populatie (Arts 2015). Op grond hiervan en de lage aantallen slachtoffers in kavel III onder deze soorten is niet te verwachten dat het aantal slachtoffers een significant effect op de behouddoelstellingen van de Natura 2000-gebieden zal hebben. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding deze aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. In de categorie 'zee- en kustvogels' vallen slechts enkele slachtoffers en voor geen van deze soorten overschrijden de aantallen slachtoffers, zowel van een windpark in kavel III alleen als in cumulatie (Leopold et al. 2015), de PBR en daarom is de kans op significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten (tabel 6.1).

Landvogels die als niet-broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden kunnen kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) uitsluitend tijdens hun seizoenstrek bereiken en worden apart in §6.1.3 besproken.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

“Effecten als gevolg van aanvaringen, barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel III tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Kleine mantelmeeuwen broedend binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer en grote sterns broedend binnen het Natura 2000-gebied Grevelingen en Haringvliet hebben potentieel namelijk kavel III in bereik. Significante effecten zijn echter uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger-onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat uit kolonies die in Natura 2000-gebieden liggen alleen kleine mantelmeeuwen en grote sterns windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen bereiken. Voor alle andere soorten die als broedvogels beschermd zijn in Natura 2000-gebieden ligt kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) buiten bereik en worden niet behandeld in voorliggende PB.

Kleine mantelmeeuw

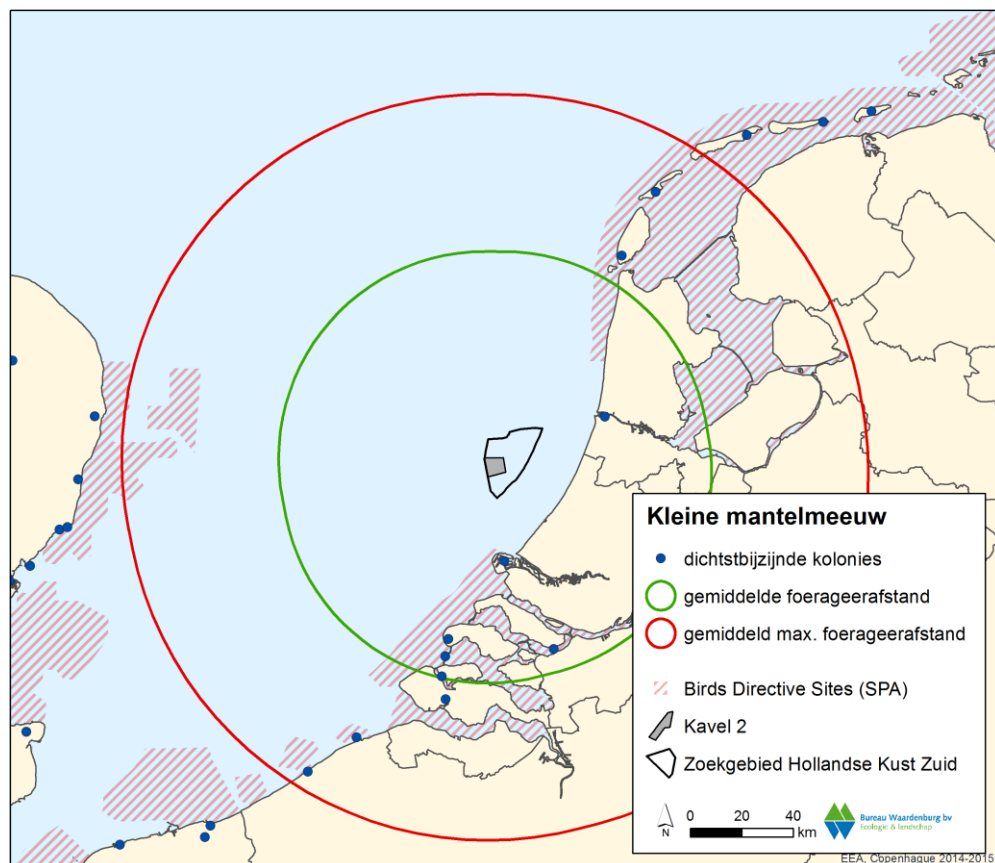
Op basis van GPS-logger-onderzoek zijn foerageerranges voor de kleine mantelmeeuw bepaald. Hieruit blijkt een gemiddelde range van 72 km (max 181 km) met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a&b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat de soort een gemiddelde maximale foerageerafstand van 80 km buiten de kolonie heeft. Op basis van deze ranges kunnen broedende kleine mantelmeeuwen vanuit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Veerse Meer en Volkerak in potentie het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereiken (zie ook figuur 6.1).

Voor kleine mantelmeeuwen van Texel, Vlieland en de Belgische kolonies ligt kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) buiten de standaard foerageerrange, maar binnen de

potentiele maximale foerageerrange. Van het GPS-logger-onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen bleek dat de vogels van kolonies op Texel voornamelijk richting het westen vliegen en in mindere mate richting het zuiden (Camphuysen 2011) en dat de kolonie op Vlieland met name ten noorden van het eiland foerageert (Ens 2007). Op basis van deze metingen zijn slachtoffers in windenergiegebied vanuit de kolonie op Texel en Vlieland niet te verwachten (Collier et al. 2015). Daarnaast blijkt uit het GPS-logger werk in België dat kleine mantelmeeuwen van daar met name in het Belgische deel van de Noordzee foerageren. Het aantal broedende kleine mantelmeeuwen van de kolonies op Texel, Vlieland en in België dat windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) passeert tijdens foerageervluchten is daarmee te verwaarlozen.

Andere kolonies in Nederland van waaruit broedende kleine mantelmeeuwen windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kunnen bereiken, zijn niet beschermd in het kader van Natura 2000.

Figuur 6.1 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageer afstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III ligt binnen het bereik van kolonies in het België en Nederland.



Van vogels uit de Nederlandse kolonie in het Volkerak is bekend dat deze maar incidenteel op zee foerageren (Gyimesi et al. 2011), en dus zal de procentuele flux van broedende kleine mantelmeeuwen vanuit deze kolonies in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verwaarloosbaar zijn.

Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre deze op zee foerageren. Op basis van de gemiddelde foerageerrange van deze soort kunnen vogels uit deze kolonie kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bereiken. Maximaal is bepaald dat jaarlijks 0,3 slachtoffer uit deze kolonie zal vallen. Dit correspondeert met maximaal 0,2% van de jaarlijkse sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Grote stern

Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Grevelingen en het Haringvliet in potentie kavel III bereiken. Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt niet binnen de foerageerrange van andere kolonies in Natura 2000-gebieden.

In kavel III valt bij alternatief 1 in totaal één aanvaringslachtoffer tijdens de broedperiode (mei - juli) van de kolonies in de Grevelingen en het Haringvliet. Verdeeld over de twee kolonies betekent dit dat van beide kolonies jaarlijks minder dan één grote stern slachtoffer in kavel III zal worden. Op basis van de verdeling van het gemiddeld aantal broedvogels in de periode 2010 – 2014 zal van de kolonie in de Grevelingen (2.172 broedparen) maximaal jaarlijks 0,54 vogel aanvaringslachtoffer worden en van de kolonie in het Haringvliet (1.879 broedparen) maximaal 0,46 vogel.

De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de populatie op de Grevelingen en Haringvliet is respectievelijk 3,8 en 4,4 vogels (bij een jaarlijkse adulte overleving van 0,898 (Robinson 2005) en het gemiddeld aantal broedparen in 2010 – 2014). Voor allebei de kolonies grote sterns in de Grevelingen en Haringvliet wordt maximaal 0,12% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Dit ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm, zodat ook significante effecten op de broedpopulatie van grote sterns in de Natura 2000-gebieden Grevelingen en Haringvliet met zekerheid zijn uitgesloten.

6.1.3 Trekvogels

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

“Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel III vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit §6.1.1 blijkt dat significante effecten op trekkende zee- en kustvogels die het NCP als overwinteringsgebied gebruiken of er uitsluitend doorheen trekken, zijn uit te sluiten. De overige trekvogels bevinden zich allemaal in de categorie ‘landvogels’. In de categorie ‘landvogels’ vallen mogelijk slachtoffers onder kleine zwaan, grauwe gans, kolgans, brandgans en rotgans (30 in totaal voor alle ganzen en zwanen door aanvaringen), bergeend, topper, kuifeend, krakeend, slobbeend, wilde eend, wintertaling, brilduiker, middelste zaagbek, smient en pijlstaart

(4 in totaal voor alle eenden door aanvaringen) en scholekster, bontbekplevier, zilverplevier, goudplevier, kievit, kanoet, drieteenstrandloper, bonte strandloper, rosse grutto, wulp, zwarte ruit, groenpootruit, tureluur, steenloper en watersnip (4 in totaal voor alle steltlopers door aanvaringen).

Voor alle eendensoorten en steltlopersoorten is door de zeer grote populatiegroottes van de individuele soorten en ook de hoge aantallen die zijn geformuleerd als instandhoudingsdoelstellingen in Nederlandse Natura 2000-gebieden op voorhand te zeggen dat 4 slachtoffers van welke eend- of 4 slachtoffers van welke steltlopersoort ook, nooit een significant effect zal genereren binnen de kaders van de Wnb. De aantallen slachtoffers voor deze soorten vormen ook geen substantieel deel van de PBR en daarmee is ook de kans op significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten.

Voor de ganzen en zwanen ligt dit iets anders. In totaal vallen binnen deze groep 30 slachtoffers waaronder de Natura 2000-soorten kleine zwanen, grauwe gans, kolgans, brandgans en rotgans. Voor de meeste soorten (de ganzen) vormt een dergelijk aantal geen substantieel deel van de PBR en daarmee is ook de kans op significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden met zekerheid uit te sluiten. Een uitzondering is echter de kleine zwaan. Als uitgegaan wordt van de worst case, en deze 30 slachtoffers zouden dus allemaal kleine zwanen zijn, dan vormen die 30 een zeer groot deel van de PBR van 131 dieren voor de kleine zwanen populatie. Toch concluderen wij met een zekerheid grenzende waarschijnlijkheid dat significante effecten op kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) wel zijn uit te sluiten. Bij de berekeningen van de aantallen slachtoffers is namelijk een zeer conservatieve benadering aangehouden (bijv. 50% van alle ganzen en zwanen vliegt op rotorhoogte, terwijl dit percentage waarschijnlijk veel lager ligt), waardoor de aantallen slachtoffers waarschijnlijk veel lager zullen liggen. Daarnaast zal de fractie kleine zwanen boven windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ten opzichte van de aantallen andere ganzen en zwanen laag zijn, waardoor uitgesloten is dat alle 30 slachtoffers (onder ganzen en zwanen) ook daadwerkelijk kleine zwanen zullen zijn. Dit alles rechtvaardigt de uitspraak dat significante effecten op kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn uit te sluiten.

6.2 Zeezoogdieren

6.2.1 Inleiding

Voor het schatten van de onderwatergeluidsniveaus die optreden bij de bouw van windparken is gebruik gemaakt van het door TNO ontwikkelde rekenmodel AQUARIUS. Het model berekent de ruimtelijke verspreiding van het geluid, op basis van gegevens over de geluidbron, de bathymetrie, het sediment en de windsterkte. Als output worden onderwatergeluidkaarten gegenereerd, waarin is te zien hoe het geluid zich rond de heillocatie verspreidt.

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. Op grond van de resultaten van eerdere, voor 'ronde 2 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). Zie verder de uit Heinis en de Jong (2015) overgenomen argumentatie in het Intermezzo 'Relevante parameters voor effecten heigeluid op populaties' in bijlage 5 bij het MER.

Hoewel het gebied waarbinnen dieren PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het TTS-gebied, is het van belang te berekenen wat de omvang van het gebied onder *worst case* omstandigheden kan zijn. PTS-effecten kunnen namelijk direct doorwerken naar de populatie, omdat niet is uit te sluiten dat dieren met PTS dermate in hun normale functioneren worden gehinderd dat zij voortijdig zullen sterven. Er moet daarom aannemelijk worden gemaakt dat de kans dat dergelijke permanente effecten optreden verwaarloosbaar is of, als dat niet zo is, dat deze door het nemen van mitigerende maatregelen kunnen worden voorkomen.

Drempelwaarden en beïnvloed gebied

De drempelwaarden voor het optreden van een gedragsrespons (mijding/verstoring) en PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer-reviewed' literatuur. Tabel 6.2 geeft een overzicht van de criteria die bij het bepalen van de effecten op bruinvissen en zeehonden van belang zijn met de bijbehorende waarden.

Tabel 6.2 Drempelwaarden voor optreden gedragsrespons per soort

Soort	Type effect	Waarde	Bron
Bruinvis	Gedragsrespons*	$SEL_1 > 140\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Heinis & de Jong & Werkgroep onderwatergeluid (2015)
	PTS-onset	$SEL_{\text{CUM}} > 179\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS-onset uit Lucke et al. (2009) + 15dB
Zeehond	Gedragsrespons*	$SEL_{1,w} > 145\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEAMARCO (2011)
	PTS-onset	$SEL_{\text{CUM},w} > 186\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall et al. (2007)

* *Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall e.a. (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).*

De effecten van het heigeluid tijdens de aanleg van het windpark zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten (zie bijlage 5 en 6 bij het MER kavel III). In deze berekeningen is er van uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap maatgevend is voor gedragsverandering. Vervolgens is per soort bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor gedragsrespons worden overschreden. Bij het berekenen van het aantal dieren door heigeluid beïnvloede dieren is

ervan uitgegaan dat dit alle dieren betreft die aanwezig zijn binnen de contour waarde drempelwaarde voor verstoring/mijding in de onderste helft van de waterkolom wordt overschreden (*worst case*). Met de lagere geluidsniveaus nabij het wateroppervlak wordt bij de schatting van effectafstanden geen rekening gehouden, in de veronderstelling dat zeezoogdieren in hun normale (foerageer)gedrag worden verstoord als ze niet van de hele waterkolom gebruik kunnen maken. Daarnaast is ervan uitgegaan dat verstoring voor alle dieren die zich bij aanvang van de geluidsproductie binnen deze contour bevinden even lang duurt. Het aantal door heigeluid verstoorde dieren is berekend door het, over de twee berekende windcondities gemiddelde verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met de, onder niet verstoorde omstandigheden waargenomen, gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. Bij de berekening is uitgegaan van de resultaten van vliegtuigtellingen die zijn gerapporteerd door Geelhoed et al. (2011, 2014). Daarbij is voor de dichtheid in het plangebied voor het windpark Hollandse Kust Zuid uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid in deelgebied D (zie figuur 5.2).

Daarnaast is berekend welke (cumulatieve) geluidbelasting tijdens het heien van één paal kan ontstaan en waaraan bruinvissen en zeehonden die zich in de nabijheid van de heilocatie bevinden en vervolgens met een bepaalde snelheid wegzwemmen, kunnen worden blootgesteld. De totale geluidbelasting die het dier door de cumulatieve energie van alle heiklappen voor één fundering daarbij ondervindt (SEL_{CUM}), is vergeleken met de drempelwaarde voor PTS bij deze dieren.

Er is daarbij één *worst case* situatie doorgerekend waarbij de volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- Er wordt geheid volgens een realistisch 'soft start' scenario (zie bijlage 5 van het MER voor de Notitie van HWE);
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluidsdoses als gevolg van het heien van een hele paal (SEL_{CUM}) is uitgegaan van de resultaten van modelberekeningen met het door TNO ontwikkelde propagatiemodel AQUARIUS; de berekeningen zijn uitgevoerd voor windsnelheden van 0 m/s en 6,5 m/s (gemiddelde windcondities) en realistische schattingen van overige omgevingsparameters;
- Voor de berekening van de oppervlakten waarbij PTS kan optreden, is uitgegaan van een cirkel (πr^2) bij een uniforme waterdiepte van 23 m (maximale waterdiepte in het plangebied voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)). In werkelijkheid zullen de oppervlakten kleiner zijn i.v.m. de geringere waterdiepte in kavel III en ondieper water richting kustzone.
- Dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden binnen de contour bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring/mijding wordt overschreden, bevinden zich bij de bodem en zwemmen na twee klappen naar het wateroppervlak, om het gebied vervolgens te verlaten door in een rechte lijn van de geluidsbron weg te zwemmen. Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 3,4 m/s en voor zeehonden van 4,9 m/s. Deze waarden zijn aan de hand van diverse bronnen vastgesteld in de, op initiatief van Rijkswaterstaat Zee en Delta ingestelde Werkgroep Onderwatergeluid.

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de 'ronde 3 windparken' voortgeborduurd op de aanpak die begin 2013 is ontwikkeld. In feite is de toen ontwikkelde, op enkele onderdelen getalsmatig aangepaste redeneerlijn aangevuld met een 'populatiemodule' waarmee cumulatieve effecten van impulsief geluid beter kunnen worden

gekwantificeerd. Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn en dat wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor bruinvissen is ervoor gekozen gebruik te maken van het Interim PCoD model van SMRU Marine (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. Bovendien is het Interim PCoD model het enige, op dit moment operationele instrument om effecten op populaties te kwantificeren².

Onder regie van de eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid is de gevoeligheid van het Interim PCoD model voor variaties in diverse factoren onderzocht. Voor de resultaten daarvan wordt verwezen naar Heinis & de Jong (2015). De uitkomsten laten zien dat er een verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie op de Noordzee. De volgende benaderingsformule geeft het verband weer als van een 95% zekerheid wordt uitgegaan (= 5% kans dat de berekende populatiereductie groter is):

$$\text{Populatiereductie} = \left(\left(\frac{1}{11,03 * bvdd} \right)^3 + \left(\frac{1}{0,8 * vulpop} \right)^3 \right)^{\frac{1}{3}}$$

De populatiereductie is uitgedrukt in het aantal individuen, *bvdd* is het aantal bruinvisverstoringsdagen en *vulpop* is het aantal individuen in de *vulnerable subpopulation*.

Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringsdagen. In principe wordt er in het PCoD model van uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) als één verstoringsdag telt. Het aantal mogelijk verstoorde bruinvissen per dag wordt berekend door het berekende verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de dichtheid van de onverstoorde populatie rond het berekende verstoringsoppervlak (zie hiervoor).

Voor zeehonden zijn eventuele cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populatie nog niet gekwantificeerd. Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is echter niet op korte termijn beschikbaar. Voor zeehonden is daarom uitgegaan van de in 2013 ontwikkelde, op onderdelen iets aangepaste (zie Heinis & de Jong, 2015 en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties. Bij de berekening van de mogelijke effecten op Gewone zeehonden is voor kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid bovendien voor het eerst gebruik gemaakt van een

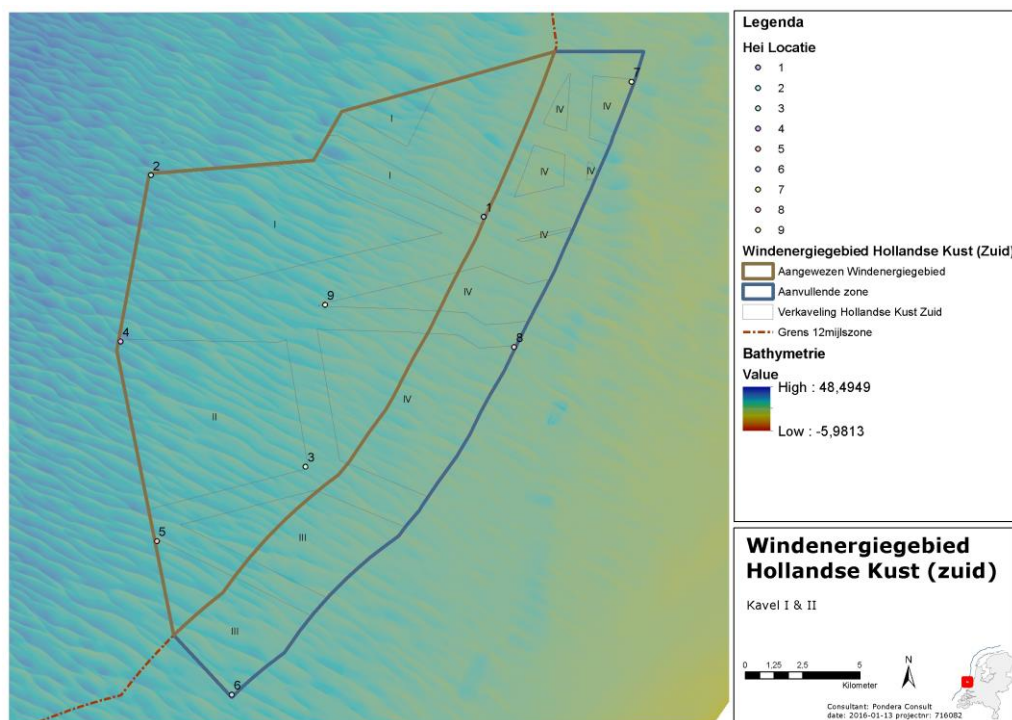
² Een ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POrpoise population in the North Sea), is in ontwikkeling (Van Beest e.a., 2015, Nabe-Nielsen e.a., 2014). Het is niet bekend wanneer het model beschikbaar is voor algemene toepassing.

geactualiseerd verspreidingsmodel van Aarts (2016), waarin onder andere gerekend wordt met een vaste omvang van de populatie (12.416).

Hei-posities

Voor het windpark in kavel III is voor twee hei-posities (5 en 6) een berekening uitgevoerd. Positie 5 heeft een waterdiepte van ca. 22 meter, positie 6 ca. 21 meter. De posities zijn in onderstaande figuur weergegeven.

Figuur 6.2 Hei-posities windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). posities 5 en 6 betreffen kavel III.



6.2.2 Bruinvis

Effecten op gedrag van bruinvis

In tabel 6.6 zijn de resultaten van de berekeningen van de gevolgen van veranderingen in het gedrag door heigeluid voor de omvang van de bruinvispopulatie voor alternatief 1 en 2 opgenomen. Het betreft schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de aanleg van kavel III in verschillende seizoenen.

Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een, naar seizoen en aantal te heien palen gedifferentieerde norm is gesteld aan de propagatie van het heigeluid (zie paragraaf 3.3). Dit betekent dat op 750 m van de heilocatie de SEL_1 niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde.

Door TNO is berekend wat het toepassen van deze norm in kavel III zou betekenen voor het oppervlak verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde bruinvis- en de bruinvis-

populatie op het NCP. In onderstaande tabel 6.3 is te zien dat de maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park bij de aanleg van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) voor beide alternatieven dan in geen enkel geval wordt overschreden.

Tabel 6.3 Effecten van heien voor aanleggen van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (alternatief 1: 63 funderingen, alternatief 2: 38 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen

	alternatief 1 (63 turbines)			alternatief 2 (38 turbines)		
	norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	bvdd	pop. reductie	norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	bvdd	pop. reductie
jan – mei	163	16.567	183	167	19.005	210
jun - aug	169	17.563	194	173	18.815	208
sep – dec	171	19.407	214	175	20.160	222

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 23 meter blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie van 3.000kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,7 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

Als de geluidsproductie wordt beperkt door het toepassen van een (strengere) geluidsnorm van SEL_1 van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m treedt in geen enkel geval PTS op. Voor hogere geluidsnormen dan 160 dB zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd. Er kan echter worden beredeneerd dat, als er al PTS zou optreden, de afstanden zeker kleiner zullen zijn dan de PTS-afstanden die berekend zijn voor een hei-energie van 1.000 kJ. Bij ongemittigeerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de diepste paalpositie van kavel III (22 m) bedraagt de SEL_1 op 750 m maximaal 176 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van $\text{SEL}_1 = 175$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m. Met het toepassen van een geluidsnorm, indien nodig in combinatie met de inzet van 'Acoustisc Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen zeker worden voorkomen.

6.2.3 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Uit de resultaten van de berekening van de effecten van de constructie van kavel III op zeehonden blijkt dat deze, ook zonder toepassen van een geluidsnorm gering zijn. Als een geluidsnorm wel wordt toegepast, omdat significante effecten op de bruinvispopulatie moeten worden voorkomen, zal de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied kleiner zijn dan waarvan is uitgegaan. Hierdoor zullen de effecten lager uitvallen dan reeds is beschreven.

Dit geldt ook voor de kans dat zeehonden PTS oplopen, waarvan de kans al verwaarloosbaar is zonder dat geluidsbepurende maatregelen worden genomen.

Tabel 6.4 aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering zonder en met opleggen van gedifferentieerde geluidsnormen voor mitigatie van effecten op bruinvissen. Deze aantallen zijn representatief voor de situatie waarbij wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw, i.e. de dieren keren tijdens de bouw steeds terug naar hetzelfde gebied en worden dus meerdere malen verstoord.

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan-mei	Jun-aug	Sep-dec
Alternatief 1	12 – 29	3	2	8 – 12
Alternatief 2	24 – 54	6 – 7	4 – 5	17 – 22

6.3 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied

6.3.1 Vogels

In deze paragraaf wordt voor een selectie van Natura 2000-gebieden (zie §5.1) weergegeven welke soorten daar zijn aangewezen en hoe de verwachte slachtoffers als gevolg van een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn te relateren aan de verschillende instandhoudingsdoelen in deze gebieden.

Duinen en Lage Land Texel

Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel met een instandhoudingsdoel van 14000 paren. Maximaal 0 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Veerse Meer

Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Veerse Meer met een instandhoudingsdoel van 590 broedparen. Maximaal 0,3 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Krammer Volkerak

Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Krammer Volkerak met een instandhoudingsdoel van 810 broedparen. Maximaal 0 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Grevelingen

Grote sterns zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Grevelingen met een regionaal instandhoudingsdoel van 6.200 broedparen. Maximaal 0,54 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met

windturbines in kavel III. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Haringvliet

Grote sterns zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Haringvliet met een regionaal instandhoudingsdoel van 6.200 broedparen. Maximaal 0,46 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel III. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Voordelta

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Voor geen van deze soorten is de sterfte van een windpark in kavel III alleen als in cumulatie (Leopold *et al.* 2015) hoger dan de PBR en significante effecten op de aangewezen populaties uit dit Natura 2000-gebied zijn daarmee uitgesloten (zie §6.1.1 en §6.1.3).

Noordzeekustzone

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Voor geen van deze soorten is de sterfte van een windpark in kavel III alleen als in cumulatie (Leopold *et al.* 2015) hoger dan de PBR en significante effecten op de aangewezen populaties uit dit Natura 2000-gebied zijn daarmee uitgesloten (zie §6.1.1 en §6.1.3).

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeekoeten. Uit tabel 6.1 blijkt dat de totale sterfte zeekoeten in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bestaat uit 15 individuen. De jaarlijkse adultenoverleving voor deze soort is 0,946 (Harris *et al.* 2000). Vier scheepstellingen in 2005-2012 wijzen op de aanwezigheid van maximaal ca. 100 000 zeekoeten in het Friese Front gebied (Van Bemmelen *et al.* 2013). De 1%-norm van de jaarlijkse natuurlijk sterfte van deze populatie bedraagt daarmee 54 vogels. De berekende additionele sterfte als gevolg van een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt onder de 1% norm van jaarlijkse natuurlijk sterfte. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn daarmee uit te sluiten (zie §6.1.2).

Bruine Bank

De Bruine Bank is een voorgesteld Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten alk en zeekoet, maar een aanwijsbesluit en instandhoudingsdoelstellingen zijn voor dit gebied nog niet geformuleerd. Op basis van de PBR voor deze soorten (26.641 vogels voor de zeekoet en 7.129 voor de alk) is de additionele sterfte (respectievelijk 15 en 3 vogels) door kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) alleen of in cumulatie te verwaarlozen, en kunnen significante effecten uitgesloten worden.

6.3.2 Zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Hollandse Kust (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 onderwatergeluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden;
- 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.

De volgende paragrafen bevatten de toetsing van de eerdere beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (tabel 6.5). Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding van de populatie.

Tabel 6.5 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N2000-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
grijze zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
gewone zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt namelijk op een dusdanig grote afstand van de ligplaatsen van zeehonden in de Waddenzee (en Noordzeekustzone) dat het buiten het bereik van de foerageertochten valt (Brosseur et al. 2008; Aarts et al. 2013). Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een brede, niet door geluid beïnvloede zone, die voldoende breed is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen

de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Waddenzee kunnen daarom worden uitgesloten.

Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze PB besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in tabel 6.6 samengevat.

Tabel 6.6 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

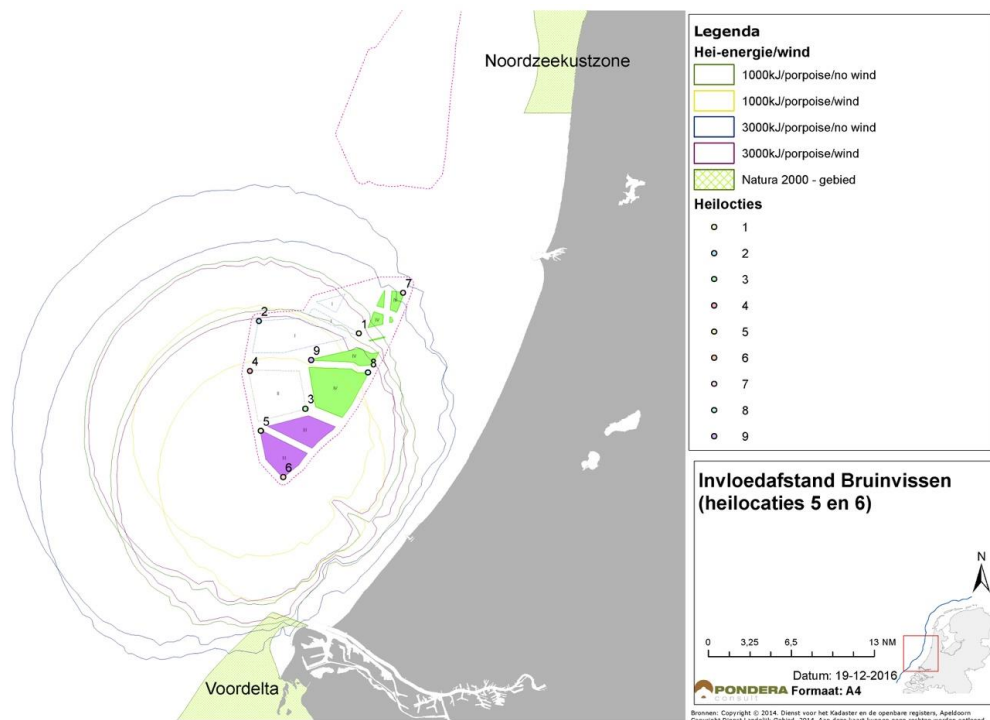
Soort	Instandhoudingsdoelstelling
bruinvis	behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
grijze zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
gewone zeehond	behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Voor zeehonden ligt het door onderwatergeluid verstoorde gebied geheel buiten het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is daarom geen sprake van direct externe werking. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt (externe werking). Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname geen betekenis. Het verstoorde gebied ligt namelijk op een dusdanig grote afstand van de ligplaatsen van zeehonden in de Noordzeekustzone dat het buiten het bereik van de foerageertochten valt. De dieren zijn voor hun voedselvoorziening dus niet afhankelijk van het effectgebied. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Noordzeekustzone en andere Natura 2000-gebieden waar doelstellingen voor gewone en/of grijze zeehonden gelden. Tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone, voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in de Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen overlapt het door heigeluid verstoorde gebied ook niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone (zie figuur 6.3). De kwaliteit van het leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed (directe externe werking). De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking).

Figuur 6.3 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met Natura 2000-gebied Noordzeekustzone door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel III van windpark Hollandse Kust (zuid).



Door de Nederlandse overheid is bepaald dat bij een afname van de bruinvispopulatie door de aanleg van de 10 windparken op zee uit het SER-akkoord, met meer dan 5% van de populatie (= 255 dieren per park) op het NCP significante effecten niet kunnen worden uitgesloten (zie § 2.3 uit de notitie van HWE, bijlage 5 van het MER kavel III). Uit Tabel 6.7 is af te leiden dat deze waarde voor beide alternatieven in geen van de seizoenen wordt overschreden. De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zijn uit te sluiten.

Tabel 6.7 Voorspelde maximale afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windpark Hollandse Kust (zuid) in verschillende seizoenen bij toepassen van een gedifferentieerde geluidsnorm.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)		
	jan - mei	jun – aug	sep – dec
alternatief 1	183	167	194
alternatief 2	210	187	208

Voordelta

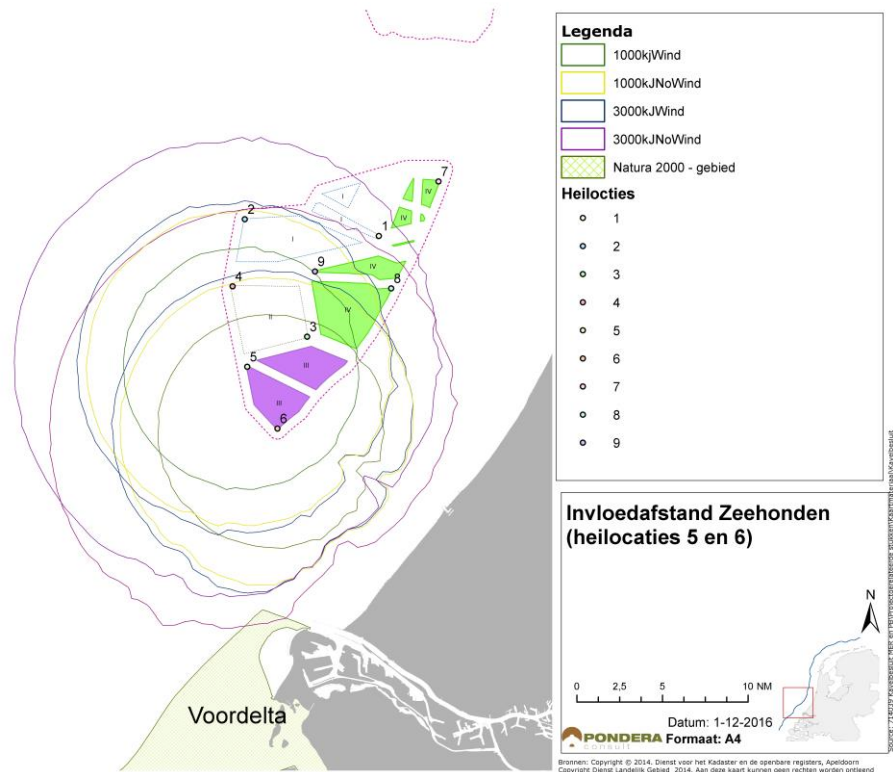
In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond. Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behouds-doelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze

heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringcontour voor zeehonden bij de aanleg van kavel III alleen bij heien onder windstille omstandigheden over maximaal 3,4 km² in alternatief 2 overlapt met het Natura 2000-gebied Voordelta (zie figuur 6.4). Dit is 0,4% van de totale oppervlakte van het Natura 2000 gebied. Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als foerageergebied voor zeehonden af als onder windstille omstandigheden op de dichtst bij de Voordelta gelegen paalpositie wordt geheid (directe externe werking). De totale omvang van het foerageergebied buiten de Voordelta neemt ook af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Voordelta instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringcontour gelegen gebied in beperkte mate als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren ten opzichte van de totale populatie daarom gering is. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust ligt namelijk een voldoende brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Voordelta kunnen daarom worden uitgesloten.

In het hierboven getoetste alternatief 2 is geen rekening gehouden met de uitgangspunten van het VKA. In het in deze Passende Beoordeling getoetste VKA is ervan uitgegaan dat een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnorm wordt toegepast. Dit betekent dat het door onderwatergeluid verstoorde oppervlak aanzienlijk kleiner zal zijn en daarmee het aantal door onderwatergeluid verstoorde zeehonden.

Figuur 6.4 Overlap van verstoringscontouren van zeehonden met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlake van de Raan door heien, zonder toepassen van een geluidsnorm, voor de aanleg van kavel III van windpark Hollandse Kust (zuid).



Oosterschelde

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heiloois tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (externe werking). Voor de gewone zeehonden waarvoor in de Oosterschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het verstoorde gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt en het aantal verstoorde dieren daarom zeer gering is. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een brede, niet door geluid beïnvloede zone, die voldoende breed is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in de Oosterschelde kunnen daarom worden uitgesloten.

Vlakte van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan gelden voor alle 3 soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie tabel 6.6). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van

de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

Het verstoorde gebied voor gewone en grijze zeehonden ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (zie figuur 6.4). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor zowel de grijze als de gewone zeehonden waarvoor in de Vlake van de Raan instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een brede, niet door geluid beïnvloede zone voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor grijze en gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen overlapt het door heigeluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlake van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd bij de behandeling van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld; significant negatieve effecten worden uitgesloten.

Westerschelde & Saeftinghe

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Voor de gewone zeehonden waarvoor in de Westerschelde instandhoudingsdoelstellingen bestaan, heeft deze afname echter geen betekenis, omdat het binnen de verstoringscontour gelegen gebied niet of nauwelijks als foerageergebied wordt gebruikt. Ook zijn er geen belemmeringen voor de migratie van zeehonden tussen de Waddenzee en het Deltagebied. Tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een brede, niet door geluid beïnvloede zone, die voldoende breed is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen Waddenzee en Deltagebied. Significante effecten op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone zeehonden in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe kunnen daarom worden uitgesloten.

7 CUMULATIE

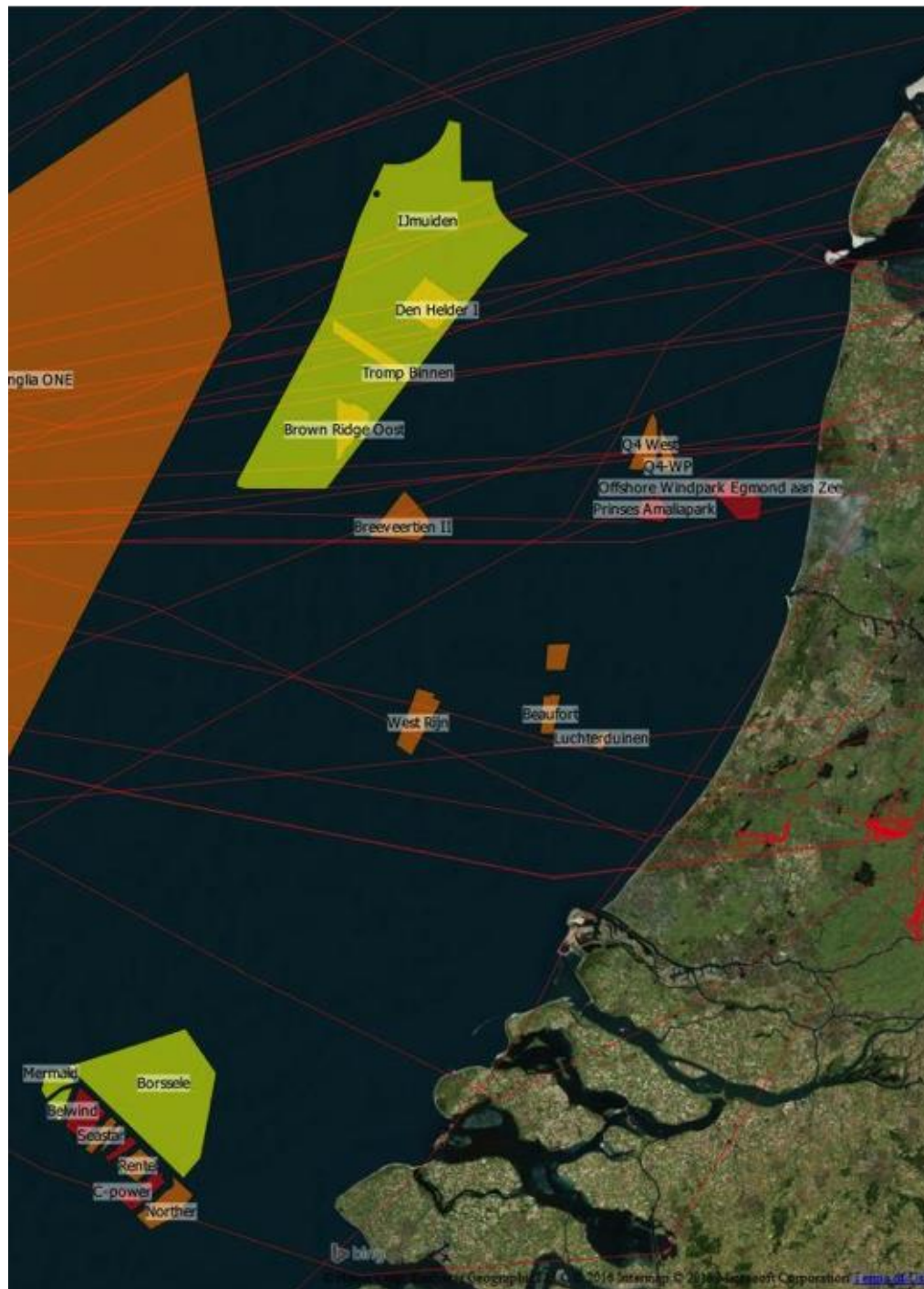
7.1 Vogels

Voor de meeste aangewezen soorten in Natura 2000-gebieden geldt dat de aantallen slachtoffers geen substantieel deel van de PBR per soort bedragen en ook niet in cumulatie met andere parken in Europa. Op basis hiervan zijn significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden uitgesloten, een enkele uitzondering daargelaten.

De belangrijkste uitzondering vormt de kleine mantelmeeuw als niet-broedvogel. Voor deze soort blijken de cumulatieve aantallen slachtoffers als alle windparken in de Zuidelijke Noordzee worden beschouwd de PBR van de zuidelijke Noordzee populatie te overschrijden (Leopold et al. 2014, 2015, van der Wal 2015, Gyimesi & Fijn 2015). Daardoor zouden Natura 2000-populaties van deze soort mogelijk in gevaar komen. Echter in het traject voor de kavelbesluiten voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is besloten om de cumulatieve effecten uitsluitend te beschouwen binnen de Nederlandse Noordzee (het NCP). De cumulatieve aantallen slachtoffers kleine mantelmeeuwen in Nederlandse parken blijken wel ruim binnen de PBR van de Nederlandse Noordzee populatie te blijven. Op basis hiervan kan significatie worden uitgesloten. Voor het NCP is meer betrouwbare en gedetailleerde data beschikbaar dan voor de gehele Zuidelijke Noordzee. Bovendien is voor het NCP ook meer zekerheid over de tot en met 2023 op te richten windparken. Daarom is ervoor gekozen om een analyse te doen waarin het aantal door Nederlandse parken veroorzaakte slachtoffers wordt vergeleken met een op Nederlandse populaties gebaseerde PBR.

Verder is ook de kleine zwaan een uitzondering op de regel. Deze soort heeft een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Door het ontbreken van soortspecifieke aantallen aanvaringslachtoffers is het vooraf moeilijk om een kwantitatieve inschatting te geven van de potentiële additionele sterfte als gevolg van een windpark in kavel III. Echter op basis van verspreidingsgegevens en zendergegevens van kleine zwanen in Nederland en Engeland (zie figuur 7.1) is te beredeneren dat de grootste aantallen trekkende zwanen die de Noordzee overvliegen ten noorden van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) langs zullen gaan. Daardoor zijn de aantallen slachtoffers onder kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel III in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) verwaarloosbaar, dus eventuele cumulatieve effecten voor deze soort worden veroorzaakt door andere parken buiten windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

Figuur 7.1 Oversteek van gezenderde kleine zwanen van Engeland naar Nederland met een aantal Ronde 2 offshore windparkgebieden. Afbeelding overgenomen uit Griffin *et al.* 2016 met verouderde Nederlandse offshore windparklocaties.



7.2 Zeezoogdieren

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van (de constructie van) windparken op zee zoals voorgenomen. Dit betreft het voorkeursalternatief uit het MER. Dit betekent dat mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, explosies en seismische surveys voor olie en gas) buiten beschouwing zijn gebleven. Dergelijke effecten worden beschouwd als onderdeel uitmakend van de huidige situatie.

7.2.1 Scenario's

Voor het berekenen van de cumulatieve effecten van het voorkeursalternatief (met toepassing van een gedifferentieerde geluidsnorm), zijn voor de constructie van kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) de volgende negen scenario's beschouwd.

- 2 parken in de periode januari – mei, geen overlap in verstoringscontouren (1 paal per 24 uur; dus om en om geheid).
- 1 park in de periode januari – mei, 1 in de periode juni - augustus (verschillende volgorde)
- 1 park in de periode januari - mei, 1 in de periode september - december (verschillende volgorde)
- 1 park in de periode juni - augustus, 1 in de periode september - december (verschillende volgorde)
- 2 parken in periode juni - augustus
- 2 parken in de periode september – december

Voor de cumulatie met andere initiatieven is ervan uitgegaan dat in hetzelfde jaar dat deze parken worden gebouwd ook één windpark op het Belgisch Continentaal Plat zal worden aangelegd en dat de heiwerkzaamheden hiervoor vanaf 1 mei zullen plaatsvinden (*worst case*). Er is daarbij gekozen voor het windpark Mermaid, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aannname TNO). Verder is aangenomen dat 30% van het verstoringsoppervlak over het NCP valt. Ook is ervan uitgegaan dat er conform de recent uitgegeven vergunningen een hei-restrictie van kracht is in de periode 1 januari tot en met 30 april, omdat in deze periode de dichtheid van bruinvissen het hoogst is. Bovendien geldt in België een inspanningsverplichting om de geluidsbelasting op 750 meter afstand van de bron niet boven de 185 dB re 1 µPa (SPL-peak) uit te laten komen. Deze norm is iets strenger dan de Duitse norm van maximaal 160 dB re 1 µPa²s van de SEL₁ op 750 meter (of 190 dB SPL op 750 m). Voor de berekening van het verstoringsoppervlak is van de Duitse norm uitgegaan en is het, bij deze norm behorende en door TNO berekende over de vier kavels gemiddelde, maximale verstoringsoppervlak voor de Borssele windparken gebruikt (160 km²).

In de berekeningen van cumulatieve effecten is er *worst case* van uitgegaan dat er per etmaal slechts één fundering wordt geheid en dat er dus geen sprake is van overlappende verstoringsoppervlakten (waardoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). Als de twee kavels in hetzelfde seizoen precies gelijktijdig zouden worden aangelegd en op één dag dus 2 funderingen zouden worden geheid, ontstaat overlap van het verstoorte oppervlak, aangezien elk contour een dag 'blijft staan'. In dat geval neemt het totale aantal dierverstoringsdagen substantieel af.

7.2.2 Cumulatieve effecten op bruinvispopulatie

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvis door het in één jaar aanleggen van de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid in twee alternatieve opstellingen en het windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in Tabel 7.1 en Tabel 7.2. Uit de resultaten blijkt dat bij aanleg van de kavels III en IV van het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid, de maximaal toelaatbare populatiereductie op het NCP van 510 (= 2 x 255) individuen niet wordt overschreden. Als in hetzelfde jaar als de kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid ook het Belgische windpark Mermaid zou worden aangelegd, kan de bruinvispopulatie op het NCP met 8 – 10 dieren extra afnemen. De populatiereductie blijft dan nog steeds onder het maximaal toelaatbare aantal van 510 dieren.

Tabel 7.1 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvis op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) volgens alternatief 1 (met 63 turbines per kavel) én het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar.

Jan – mei	jun – aug	sep – dec	impulsdagen	Dierversoringsdagen	Maximale populatiereductie	
					aantal dieren	% NCP
III, IV			126	32.026	353	0,7
III	IV		126	32.637	360	0,7
III		IV	126	34.144	377	0,7
IV	III		126	33.021	364	0,7
	III, IV		126	33.633	371	0,7
	III	III, IV	126	35.140	388	0,8
IV		III	126	34.865	385	0,8
	IV	III	126	35.477	391	0,8
		III, IV	126	36.984	408	0,8
Totaal NCP			minimaal	32.026	353	0,7
			maximaal	36.984	408	0,8

Tabel 7.2 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) volgens alternatief 2 (met 38 turbines per kavel) én het Belgische Mermaid (basialternatief) in één jaar.

Jan – mei	jun – aug	sep – dec	impulsdagen	Dierversorgungs-dagen	Maximale populatiereductie	
					aantal dieren	% NCP
III, IV			76	36.359	401	0,8
III	IV		76	36.275	400	0,8
III		IV	76	37.547	414	0,8
IV	III		76	36.169	399	0,8
	III, IV		76	36.085	398	0,8
	III	III, IV	76	37.357	412	0,8
IV		III	76	37.514	414	0,8
	IV	III	76	37.430	413	0,8
		III, IV	76	38.702	427	0,8
Totaal NCP			minimaal	36.085	398	0,8
			maximaal	38.702	427	0,8

7.2.3 Cumulatieve effecten op zeehondenpopulatie

Voor zeehonden zijn geen gegevens van verstoringscontouren voor het Belgische windpark Mermaid beschikbaar. Er is daarom uitgegaan van de resultaten van berekeningen die door TNO voor het aan Mermaid grenzende kavel I van Windenergiegebied Borssele zijn uitgevoerd. Daarbij zijn de gegevens van de twee onderzochte paalposities gemiddeld en is ook voor de twee onderzochte hei-energieën gemiddeld. Voor de bruinvis-berekeningen is voor Mermaid namelijk uitgegaan van een hei-energie van 2.000 kJ. De resultaten van de berekeningen staan in Tabel 7.3. Naar analogie van de berekeningen in het MER is ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van de kavels I en II (beide alternatieven) en Mermaid zijn geheid (weergegeven als percentage van de Nederlandse populatie). Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord. Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord. De effecten op grijze zeehonden zijn naar verwachting kleiner, omdat de populatie veel kleiner is (en de totale aantallen op het NCP veel lager).

Tabel 7.3 Cumulatieve effecten van heigeluid op zeehonden op het NCP door aanleg van 2 windparken in Hollandse Kust (zuid) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

		Impulsdagen	Verstoorde dieren per geheide fundering	Dierversoringsdagen	% NCP
Hollandse Kust (zuid) III en IV	alternatief 1	126	19 – 47	1.218 – 2.947	0,2 – 24
	alternatief 2	76	38 – 90	1.432 – 3.409	0,3 – 27
Mermaid		38	< 1	30	0,01 – 0,04
cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)					0,2 – 0,7
cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)					12 – 28

Uit het overzicht in tabel 7.3 blijkt dat de bijdrage van de aanleg van het Belgische Mermaid aan het totale cumulatieve effect zeer gering is. Dit is het gevolg van de zeer lage dichtheid van zeehonden in het bij de constructie van dit park door onderwatergeluid verstoord gebied.

Voor zeehonden geldt dat de cumulatieve effecten, ook zonder restricties aan het hei-seizoen en de hoeveelheid geproduceerd heigeluid worden opgelegd, verwaarloosbaar zijn.

7.3 Cumulatieve effecten in één jaar op Natura 2000-gebieden

7.3.1 Bruinvis

De effecten van heigeluid tijdens het aanleggen van de twee kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in combinatie met het Belgische Mermaid zullen geen gevolgen hebben voor de Nederlandse, in de kustzone gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen. Het betreft de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan. De tijdens de aanleg van de twee kavels optredende verstoringscontouren en Mermaid zijn dermate klein dat er geen sprake is van overlap. De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus niet beïnvloed, zodat een effect van directe externe werking kan worden uitgesloten. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking). Uit voorgaande § 7.2.2 blijkt, dat voor de aanleg van de kavels III en IV in het windenergiegebied Hollandse Kust Zuid en het Belgische windpark Mermaid in cumulatieve significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

7.3.2 Zeehonden

Effecten van heigeluid tijdens het in één jaar aanleggen van twee kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en het Belgische Mermaid kunnen gevolgen hebben voor de Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor gewone en grijze zeehonden. Het betreft de noordelijke Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Waddenzee en de in het deltagebied gelegen Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlake van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe.

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat de verstoringscontouren voor zeehonden door heien voor de aanleg van kavels I en II van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), ook

als geen gedifferentieerde geluidsnorm wordt toegepast, slechts een zeer geringe overlap vertonen met de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden Voordelta, Vlakte van de Raan en Noordzeekustzone (zie figuren 6.2 en 6.3). Er is dus geen (in het VKA) sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied neemt echter wel af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorte gebied relatief laag is. Ter illustratie: in deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat de Nederlandse populatie gewone zeehonden uit 12.416 dieren bestaat; ervan uitgaande dat voor elk van deze dieren de kans even groot is dat zij bij aanvang van de heiwerkzaamheden in het verstoorte gebied aanwezig zijn, dan zouden, afhankelijk van het seizoen waarin wordt geheid 1.248 – 2.977 (10 – 24%) van deze dieren eenmalig in hun normale gedrag worden verstoord bij aanleg van alternatief 1 + Mermaid; bij aanleg van alternatief 2 + Mermaid zouden dat er 1.462 – 3.439 (12 – 28%) zijn; dit is een dermate beperkte verstoring dat kan worden uitgesloten dat hierdoor effecten op het voortplantingssucces of de overlevingskans ontstaan en daarmee op de populatie;
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied, waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust dermate groot is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

8 LITERATUUR

- Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen, & M. Leopold, 2013. Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES report C103/13.
- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Arts, F.A., 2012. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2011. Rapport RWS Waterdienst BM 12.25.
- Arts, F.A., 2015. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2013. 15.05. Delta Projectmanagement BV / RWS-Centrale Informatievoorziening BM, Vlissingen.
- Bos, O.G. & R.S.A. van Bemmelen, 2012. Aanvullende beschermde gebieden op de Noordzee: samenvatting onderzoek 2009-2012. IMARES
- Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders. 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms". Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10.
- Brasseur, S., T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters, E. Dijkman & P. Reijnders, 2010. Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms. IMARES report No C137/10.
- Brasseur, S.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.
- 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.
- 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.
- Collier, M.P., A. Gyimesi & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust voor kleine mantelmeeuwen vanuit de broedkolonie Texel. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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.
- 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.
- De Jong, C.A.F & M.A. Ainslie, 2012. Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7. Report TNO 2012 R10081.
- 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 mollissima*. Journal of Avian Biology 42(1): 39-48.

- Dirksen, S., M. Japink & J.C. Hartman, 2012. Kleine mantelmeeuwen en offshore windparken: nieuwe informatie voor schatting aantal aanvaringslachtoffers. Rapport 12-087. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Ens, B.J., Bairlain, F., Camphuysen, C.J., de Boer, P., Exo, K-M., Gallego, N., Klaassen, R.H.G., Oosterbeek, K. & Shamoun-Baranes, J. 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. *Limosa* 82: 33-42.
- Fijn R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. *Bird Study* 61: online access. doi: 10.1080/00063657.2014.950942
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, A. Gyimesi, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, P.A. Wolf 2016a. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2015-2016. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-199. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Jong, J. de, Courtens, W., Verstraete, H. & Stienen, E.W.M., Poot, M.J.M. 2016b. GPS-tracking and colony observations reveal variation in offshore habitat use and foraging ecology of breeding Sandwich Terns. *Journal of Sea Research* 10.1016/j.seares.2016.11.005
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- 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.
- Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2016. Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. WWT Final Report to the Department of Energy and Climate Change. WWT, Slimbridge.
- Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Harwood, J., R. Schick & C. Booth, 2014. Using the interim PCOD framework to support a cumulative impact assessment in Netherlands waters," report SMRUM-RWS-2014-014 (unpublished).
- 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. TNO rapport TNO 2015 R10335.
- Jak, R.G., O.G. Bos & H.J. Lindeboom, 2009. Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee. IMARES
- Kastelein, R.A., L. Hoek, R. Gransier, M. Rambags & N. Claeys, 2014. Hearing frequencies of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. SEAMARCO report 2014-5, Draft version 1.
- 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. 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. Report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.

- 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.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- 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.
- 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, 2013b. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee.
- Robinson, R.A., 2005 BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed on 12/11/2014).
- 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.
- Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf'. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

715082
19 december 2016

VISUALISATIERAPPORT
HOLLANDSE KUST (ZUID) –
KAVELS III EN IV

Ministerie van EZ

Definitief v1





Duurzame oplossingen in
energie, klimaat en milieu

Postbus 579
7550 AN Hengelo
Telefoon (074) 248 99 40

Documenttitel	Visualisatierapport Hollandse Kust (zuid) – Kavels III en IV
Soort document	Definitief v1
Datum	19 december 2016
Projectnummer	715082
Auteur	B. Vogelaar, Pondera Consult
Vrijgave	E. Arends, Pondera Consult

INHOUDSOPGAVE

1	Inleiding	1
1.1	Inleiding	1
1.2	Beschrijving van de locatie	1
1.3	Tijdstip en weersomstandigheden	2
1.4	Camera	2
1.5	Kijkafstand	2
2	Techniek fotovisualisaties	4
3	Fotolocaties	6
3.1	Fotopunt Noordwijk	6
3.2	Fotopunt Noordwijk (slecht zicht / fictief)	6
3.3	Fotopunt Scheveningen	6
4	Te visualiseren opstellingen	7
5	Visualisaties	7

1 INLEIDING

1.1 Inleiding

Er zijn fotovisualisaties vervaardigd om een beeld te vormen van de zichtbaarheid vanaf de kust van de offshore windparken die binnen de kavels III en IV in het gebied Hollandse Kust (zuid) kunnen worden gerealiseerd. Hierbij zijn beide kavels in beeld gebracht vanuit relevante kustplaatsen in de omgeving en zijn twee turbine alternatieven gevisualiseerd. Ook is inzichtelijk gemaakt wat de effecten zijn van de kavels I en II. Informatie over deze beelden is afkomstig uit de rapportage “Visualisatierapport Hollandse Kust (zuid) – Kavels I en II” van 19 mei 2016.

Dit visualisatierapport gaat in op de techniek van het maken van de visualisaties, de locaties van de standpunten en weersomstandigheden op het moment van maken van de foto’s gebruikt voor de visualisaties van Hollandse Kust (zuid) – Kavels III en IV.

In de foto’s zijn twee alternatieven gevisualiseerd. Het betreffen de volgende typen windturbines.

Tabel 1.1 Gevisualiseerde alternatieven

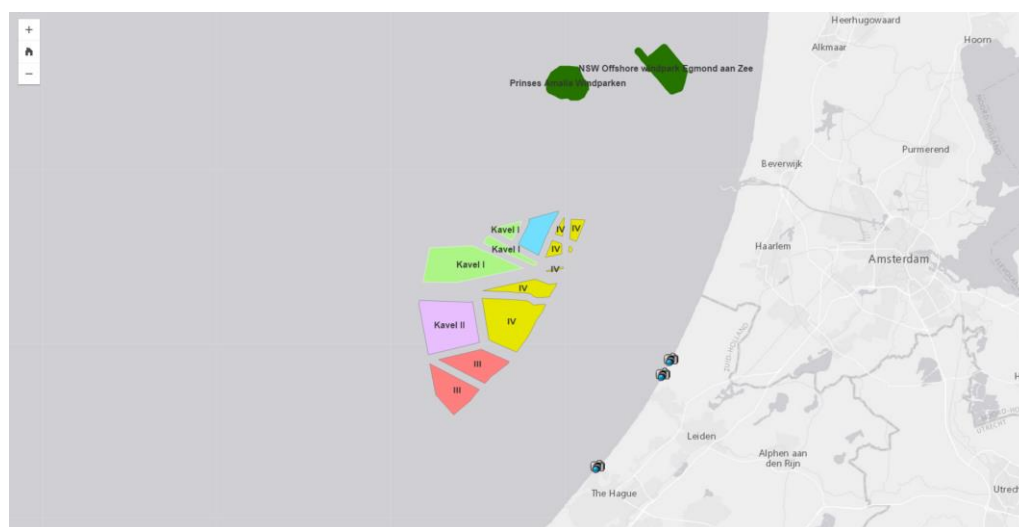
Naam alternatief	Ashoogte	Rotor-diameter	Tiphoogte	Mast-breedte	Wiekbreedte	Aantal windturbines	
						Kavel III	Kavel IV
6 MW	96 meter	142 meter	167 meter	6 meter	5 meter	63	63
10 MW	140,5 meter	221 meter	251 meter	8 meter	7 meter	38	38

De coördinaten zijn te vinden in de bijlage.

1.2 Beschrijving van de locatie

De kavels III en IV zijn gelegen op een afstand van respectievelijk minimaal circa 18,5 tot 27 kilometer uit de kust. De afstand zorgt ervoor dat de turbines alleen bij heldere weersomstandigheden zichtbaar zijn aan de horizon. In de volgende figuur zijn de kavels weergegeven.

Figuur 1.1 Locatie van de kavels



1.3 Tijdstip en weersomstandigheden

De gebruikte foto's zijn gemaakt op verschillende dagen in het jaar. Het zicht op deze dagen was soms goed en helder en op andere dagen juist afwisselende periodes van bewolking en zonschijn. De afstand van de fotolocaties tot de dichtstbijzijnde windturbines varieert per fotopunt enigszins. De posities zijn zodanig gekozen dat ze representatief zijn voor de dichtstbijzijnde strandlocaties.

Het contrast tussen de turbines en de lucht is sterk afhankelijk van het weertype en van de kijkrichting ten opzichte van de zonnestand. Met de zon in de rug van de fotograaf steken de turbines wit af tegen de lucht, bij tegenlicht zijn ze donker tegen een lichte lucht. Bij grijs weer is er weinig contrast tussen objecten op de horizon aanwezig en is de zichtbaarheid minder. Om deze reden wordt bij voorkeur in zonnige omstandigheden gefotografeerd. Bij het maken van de opnamen is bewust gezocht naar open kustlocaties waar de turbines mogelijk zichtbaar zijn. Daarmee zijn de opnamelocaties zoveel mogelijk een *worst case* benadering.

1.4 Camera

De gebruikte camera is een Canon EOS 6D spiegelreflexcamera met een Canon EF 24mm f/2.8 IS USM objectief. Bij het maken van de opnamen is gebruik gemaakt van een computergestuurde panoramakop om een zo hoog mogelijke nauwkeurigheid te verkrijgen. Er zijn meerdere (staande) foto's samengevoegd om één panorama afbeelding te genereren. De gebruikte horizontale beeldhoeken beschrijven een beeld van 180 graden beeld. De overige instellingen van de camera zijn aangepast aan de omstandigheden ten tijde van het nemen van de foto om een zo goed mogelijk en contrastrijk resultaat te verkrijgen.

1.5 Instructies voor weergave en beoordeling

Kijkafstand

Om een correcte inschatting te maken van mogelijke effecten van plaatsing van windturbines in het landschap is het belangrijk om de juiste afstand aan te houden tussen de ogen van de kijker

en de verbeelding van de fotovisualisatie. Door de juiste kijkafstand te hanteren, komt de hoogte van objecten in de foto in verhouding overeen met de hoogte zoals die in werkelijkheid is.

Gekromde weergave

Naast het toepassen van de juiste kijkafstand dient voor een correcte weergave de foto ook gekromd weergegeven te worden. Dit komt voort uit het feit dat wij de werkelijke wereld als een drie dimensionele wereld ervaren. Een afbeelding of projectie zou dan ook in een bol om de aanschouwer heen dienen te worden geplaatst om vertekeningen te voorkomen. Het wordt dan ook aanbevolen om bij een geprinte afbeelding de foto als het ware om het hoofd heen te krommen. Speciale apparatuur, zoals een belevingsvisualisatiescherm, kan dit effect op levensgrote schaal toepassen. Panoramische software kan panoramische afbeeldingen op een beeldscherm 'draaiend' weergeven wat een beter beeld geeft van de omgeving. Tevens kan een goede indruk van de omgeving worden verkregen, wanneer gebruik wordt gemaakt van een 3D bril en bijbehorende software, de afbeelding worden 'gedraaid' door het hoofd naar links en rechts te draaien of de afbeelding zelf te bewegen. Bij het bekijken van foto's op platte prints of platte beeldschermen dient rekening te worden gehouden met de aanwezigheid van vervormingen in de beoordeling van de foto's.

In de volgende hoofdstukken wordt hier voor de kavels III en IV nader op in gegaan.

2 TECHNIEK FOTOVISUALISATIES

De horizontale beeldhoek van de opname is circa 180 graden. Bij een foto wordt de bolvormige wereld geprojecteerd op een plat vlak (het negatief). Bij deze projectie ontstaat beeldvervalsing die toeneemt met de beeldhoek. Bij projectie op de binnenzijde van een bol is er geen beeldvervalsing en de beeldhoek kan dan compleet zijn. Om de beeldvervalsing te beperken zijn alle beeldpixels van de digitale opnamen berekend tot een projectie van de bolvormige wereld op de binnenzijde van een bol. Horizontale en verticale lijnen boven en onder de horizon krijgen bij deze wijze van projectie een kromming. Om dit op te heffen zou een visualisatie geprojecteerd op een bol bekeken kunnen worden. Het bekende Mesdagpanorama is ook een projectie van de bolvormige wereld maar dan op de binnenzijde van een cilinder. De gebruikte fotovisualisaties kunnen enkel met behulp van specialistische software worden bekeken. Voor dit project is een website gemaakt die de projectie van de panoramische fotovisualisaties op de correcte manier weergeeft.

Projectspecifieke weergave instructies

De software staat standaard ingesteld op een weer te geven beeldhoek van 60 graden. De kijkafstand tot het scherm met de afbeelding is dan ongeveer gelijk aan de afbeeldingsbreedte zelf. Dit is een normale werkafstand tot een beeldscherm. Hierdoor kan een goede weergave van de werkelijkheid worden getoond. Er kan ook licht worden ingezoomd (tot 45 graden) en worden uitgezoomd (tot 90 graden) om de rest van de omgeving snel te kunnen zien. Software zoals Google Streetview staat standaard ingesteld op 90 graden beeldhoek in één beeld. Doordat de aanschouwer zelf kan rondkijken kan een correctere beleving van het landschap worden ervaren, dan wanneer gekeken wordt naar 'platte' foto's.

Per foto dient voor een correcte weergave, die vergelijkbaar is met het menselijke zicht, een specifieke kijkafstand te worden gehanteerd tot de weergave.

3 FOTOLOCATIES

De bij de effectbeschrijving gebruikte fotopunten gaan uit van het principe dat de waarnemer centraal dient te staan. Het aantal waarnemingen is dan een relevante factor. De gebruikte fotopunten zijn gekozen omdat ze representatief zijn voor plekken waarvandaan veel mensen het windpark eventueel zullen waarnemen. In dit geval is daarom gekozen voor strandlocaties waar veel recreanten verblijven en mogelijk zicht hebben op het windpark. De fotopunten sluiten aan bij de uitgevoerde enquête over visualisaties op zee uitgevoerd door Motivaction¹ en bij fotovisualisaties gemaakt voor de Kavels I en II van de locatie van Hollandse Kust (zuid).

Er zijn drie fotopunten gekozen die representatief zijn voor de strandlocaties in de omgeving:

- Duinen te Noordwijk;
- Fictieve foto vanaf het strand ten zuiden van Noordwijk met slechtere weersomstandigheden en nachtvisualisatie;
- Boulevard te Scheveningen.

In Figuur 1.1 is een overzicht getoond van de fotopunten. Na dit figuur volgt een beschrijving van elk fotopunt en locatie.

Tabel 3.1 Gegevens fotopunten

Fotopunt	Easting (ETRS)	Northing (ETRS)	Afstand tot 1 ^e WT*
Noordwijk	597855	5789684	18.900 meter
Noordwijk (slecht zicht + nacht) (fictief)	597489	5789178	18.800 meter
Scheveningen	588022	5774901	19.000 meter

* Dit betreft de afstand tot de gecombineerde kavels III en IV.

3.1 Fotopunt Noordwijk

Bij dit fotopunt staat de fotograaf op het hoogste punt van de duinen te Noordwijk. Het zicht is goed en helder. Achter het strandgebouw met het oranje dak zijn de huidige turbines van Luchterduinen zeer beperkt zichtbaar.

3.2 Fotopunt Noordwijk (slecht zicht / fictief)

Dit fotopunt geeft een indicatie van hoe windturbines bij andere weersomstandigheden er ook anders uit kunnen zien. De foto is genomen vanaf een fictief strand tijdens bewolkte omstandigheden. Er is ook een nachtvisualisatie opgenomen die een beeld geeft indien continu vastbrandende obstakelverlichting wordt toegepast. De windturbines zijn ingetekend alsof de foto vanaf Noordwijk is genomen.

3.3 Fotopunt Scheveningen

Dit fotopunt geeft het zicht weer vanaf de boulevard van Scheveningen. Achter enkele containerschepen zijn de windturbines van de twee kavels te zien.

¹ Motivaction (2016), Beleving Windparken Hollandse Kust Onderzoek onder Nederlandse en Duitse kusttoeristen

4 TE VISUALISEREN OPSTELLINGEN

Bij elk fotopunt zijn de volgende opstellingen gevisualiseerd:

- Invulling Kavel III met 6 MW en 10 MW windturbines.
- Invulling Kavel IV met 6 MW en 10 MW windturbines.
- Invulling van zowel Kavel III als Kavel IV met 6 MW en 10 MW windturbines.
- Invulling van zowel Kavel III als Kavel IV met 6 MW en 10 MW windturbines inclusief Kavels I en II.

Als aanvulling is nog een alternatieve opstelling doorgerekend die in de visualisaties Kavel IV+ wordt genoemd. Deze opstelling geeft een meer gecentraliseerde invulling van Kavel IV weer waarbij de meest noordelijke geïsoleerde zoekgebiedjes niet zijn ingevuld met enkele windturbines. Deze opstellingen zijn aangeduid met de notatie IV+ en zijn in alle combinatie opgenomen bij de visualisaties.

5 VISUALISATIES

De visualisaties zijn te bekijken via de speciaal ingerichte website die gevonden kan worden op:

<http://www.ponderaconsult.com/VIS/visopzeell/safe/index.html>

Op de website is een kaart te vinden waar op de fotopunten geklikt dient te worden. In het pop-up venster kan de aanschouwer klikken op "Meer informatie" om de fotovisualisatie in de panoramische software te openen. Hiervoor dient een recente browser te zijn geïnstalleerd en dient de computer over genoeg vermogen te bezitten om de software te draaien. De software draait op de meest bekende browsers zoals: Google Chrome, Mozilla Firefox en Internet Explorer.

Met behulp van de gekleurde knoppen onderaan de fotovisualisatie kan gewisseld worden tussen de weer te geven alternatieven. Bij gebruik van iPad of Mobiel kan het scherm te klein zijn om de windturbines goed te kunnen zien. Wel werkt de gyroscopische functie van mobiele apparaten in de software om het beeld automatisch te draaien.

De visualisaties geven een momentopname. De situatie van zichtbaarheid van de turbines kan voortdurend anders zijn, afhankelijk van het moment van de dag, de zichtomstandigheden en het jaargetijde. Weloverwogen is een selectie gemaakt in de visualisaties van situaties met goed en minder goed zicht en tevens is een nachtvisualisatie toegevoegd.

Tevens zijn er in het kader van het planMER ten behoeve van de Rijksstructuurvisie Aanvulling Hollandse Kust visualisaties gemaakt. Deze zijn te vinden via de volgende link:

<http://windmolensopzee.noordzeeloket.nl/>

Deze visualisaties geven een beeld van de situatie wanneer meer kavels in windenergiegebied Hollandse Kust worden ontwikkeld en turbines tot op 18,5 kilometer vanaf de kust worden gerealiseerd. De visualisaties zijn opgenomen in een viewer die werkt met een digitale 3D maquette, waardoor meerdere instellingen gevarieerd kunnen worden zoals tijdstip van de dag en zichtsituatie. In de viewer zijn andere opstellingen zichtbaar dan in de fotovisualisaties voor

specifiek het MER voor kavel I en II en voor kavel III en IV, waar deze rapportage voor is opgesteld. In de viewer worden varianten met 4 en 8 MW turbines getoond. De visualisaties die zijn gemaakt ten behoeve van het MER voor kavel III en IV betreffen realistische foto's en geven daardoor een ander (realistischer) beeld dan de viewer.

BIJLAGE 1 GEBRUIKTE COÖRDINATEN KAVELS III, IV EN IV+ VOOR 6 MW EN 10 MW



Tabel 5.1 Coördinaten 6 MW – Kavel III in ETRS-stelsel

Windturbinennummer	Easting	Northing
1	564.771	5.788.336
2	566.669	5.788.877
3	567.618	5.789.147
4	568.567	5.789.418
5	569.515	5.789.689
6	570.464	5.789.960
7	571.413	5.790.231
8	565.439	5.787.757
9	568.286	5.788.569
10	569.235	5.788.839
11	570.183	5.789.111
12	571.132	5.789.382
13	572.081	5.789.653
14	573.029	5.789.925
15	565.159	5.786.908
16	566.108	5.787.178
17	568.954	5.787.990
18	569.903	5.788.261
19	570.851	5.788.532
20	571.800	5.788.803
21	572.749	5.789.075
22	565.827	5.786.329
23	566.776	5.786.599
24	567.725	5.786.870
25	569.622	5.787.411
26	570.571	5.787.682
27	571.520	5.787.954
28	572.468	5.788.225
29	573.417	5.788.497
30	565.546	5.785.479
31	566.495	5.785.750
32	567.444	5.786.020
33	568.393	5.786.291
34	571.239	5.787.104
35	572.188	5.787.375
36	573.136	5.787.647
37	566.215	5.784.900
38	567.164	5.785.171
39	568.112	5.785.441
40	569.061	5.785.712
41	571.907	5.786.526
42	572.856	5.786.797
43	565.934	5.784.051
44	566.883	5.784.321
45	567.832	5.784.592
46	568.780	5.784.863
47	569.729	5.785.134
48	570.678	5.785.405
49	566.700	5.783.531
50	567.598	5.783.825
51	568.561	5.784.167
52	569.486	5.784.452
53	570.487	5.784.747

54	567.326	5.783.022
55	568.299	5.783.345
56	569.243	5.783.697
57	570.214	5.784.086
58	568.036	5.782.618
59	569.036	5.783.027
60	569.947	5.783.459
61	573.756	5.789.251
62	574.086	5.788.066
63	574.483	5.788.729

Tabel 5.2 Coördinaten 6 MW – Kavel IV in ETRS-stelsel

Windturbinelabel volgens software	Easting	Northing
1	572.953	5.791.985
2	572.807	5.792.812
3	572.662	5.793.639
4	572.516	5.794.465
5	572.371	5.795.292
6	572.225	5.796.118
7	572.079	5.796.945
8	574.341	5.792.399
9	574.195	5.793.225
10	574.049	5.794.052
11	573.904	5.794.878
12	573.758	5.795.705
13	573.612	5.796.532
14	573.466	5.797.358
15	575.875	5.791.985
16	575.729	5.792.812
17	575.583	5.793.638
18	575.437	5.794.465
19	575.291	5.795.291
20	575.144	5.796.118
21	574.998	5.796.945
22	577.263	5.792.399
23	577.116	5.793.225
24	576.970	5.794.052
25	576.824	5.794.878
26	576.677	5.795.705
27	576.531	5.796.531
28	576.385	5.797.358
29	578.504	5.793.638
30	578.357	5.794.465
31	578.211	5.795.291
32	578.064	5.796.118
33	577.917	5.796.944
34	579.597	5.795.704
35	579.450	5.796.531
36	574.498	5.791.423
37	576.041	5.791.039
38	577.225	5.791.585
39	576.220	5.798.604
40	576.221	5.799.504
41	578.659	5.799.014
42	578.660	5.799.914

43	581.098	5.798.523
44	581.098	5.799.424
45	573.334	5.798.824
46	574.955	5.798.974
47	577.503	5.799.670
48	577.581	5.798.637
49	579.786	5.799.392
50	579.834	5.798.297
51	580.646	5.803.664
52	581.282	5.805.240
53	581.919	5.806.816
54	582.457	5.807.956
55	582.480	5.806.484
56	582.192	5.805.007
57	582.084	5.803.972
58	583.606	5.804.288
59	583.862	5.806.875
60	583.989	5.808.169
61	585.070	5.808.156
62	584.776	5.807.118
63	584.359	5.805.952

Tabel 5.3 Coördinaten 10 MW – Kavel III in ETRS-stelsel

Windturbinelabel volgens software	Easting	Northing
1	564.771	5.788.336
2	567.523	5.789.081
3	568.898	5.789.454
4	570.274	5.789.828
5	571.649	5.790.202
6	565.696	5.787.610
7	568.448	5.788.355
8	569.823	5.788.728
9	571.198	5.789.102
10	572.574	5.789.476
11	565.246	5.786.511
12	566.621	5.786.883
13	569.372	5.787.629
14	570.748	5.788.003
15	572.123	5.788.377
16	566.171	5.785.784
17	567.546	5.786.157
18	571.673	5.787.277
19	573.048	5.787.651
20	565.720	5.784.685
21	567.096	5.785.058
22	568.471	5.785.431
23	569.847	5.785.804
24	572.597	5.786.552
25	566.645	5.783.959
26	568.021	5.784.331
27	569.396	5.784.705
28	570.772	5.785.078
29	567.513	5.783.401
30	567.843	5.782.096
31	568.335	5.782.779

32	568.844	5.783.619
33	570.098	5.783.905
34	570.463	5.786.987
35	573.418	5.788.676
36	573.742	5.789.596
37	574.171	5.788.036
38	574.816	5.788.859

Tabel 5.4 Coördinaten 10 MW – Kavel IV in ETRS-stelsel

Windturbinelabel volgens software	Easting	Northing
1	572.953	5.791.985
2	572.815	5.793.009
3	572.678	5.794.033
4	572.540	5.795.057
5	572.403	5.796.081
6	572.265	5.797.105
7	574.779	5.792.275
8	574.641	5.793.299
9	574.503	5.794.323
10	574.365	5.795.347
11	574.227	5.796.371
12	574.090	5.797.395
13	576.744	5.791.541
14	576.605	5.792.565
15	576.467	5.793.589
16	576.328	5.794.613
17	576.190	5.795.637
18	576.052	5.796.660
19	578.292	5.793.879
20	578.153	5.794.903
21	578.015	5.795.926
22	577.876	5.796.950
23	576.220	5.798.604
24	576.221	5.799.504
25	578.659	5.799.014
26	578.660	5.799.914
27	581.098	5.798.523
28	581.098	5.799.424
29	580.646	5.803.664
30	581.314	5.805.227
31	581.981	5.806.790
32	583.606	5.804.256
33	584.343	5.807.061
34	584.712	5.808.463
35	575.031	5.791.196
36	579.227	5.795.022
37	579.230	5.796.000
38	580.081	5.796.709

Tabel 5.5 Coördinaten 6 MW – Kavel IV+ in ETRS-stelsel

Windturbinelabel volgens software	Easting	Northing
1	572.953	5.791.985
2	572.841	5.792.817
3	572.730	5.793.649
4	572.618	5.794.481
5	572.507	5.795.313
6	572.395	5.796.145
7	572.283	5.796.977
8	574.032	5.792.355
9	573.920	5.793.187
10	573.808	5.794.019
11	573.696	5.794.850
12	573.585	5.795.682
13	573.473	5.796.514
14	573.361	5.797.346
15	575.222	5.791.892
16	575.110	5.792.724
17	574.998	5.793.556
18	574.886	5.794.388
19	574.774	5.795.220
20	574.662	5.796.052
21	574.550	5.796.884
22	576.301	5.792.262
23	576.188	5.793.094
24	576.076	5.793.926
25	575.964	5.794.757
26	575.852	5.795.589
27	575.740	5.796.421
28	575.628	5.797.253
29	577.491	5.791.800
30	577.379	5.792.631
31	577.267	5.793.463
32	577.154	5.794.295
33	577.042	5.795.127
34	576.929	5.795.959
35	576.817	5.796.790
36	578.344	5.793.833
37	578.232	5.794.664
38	578.119	5.795.496
39	578.007	5.796.328
40	577.894	5.797.160
41	579.309	5.795.034
42	579.197	5.795.865
43	579.084	5.796.697
44	574.130	5.791.557
45	575.356	5.791.074
46	576.413	5.791.497
47	576.518	5.790.747
48	578.141	5.792.965
49	579.930	5.796.470
50	576.220	5.798.604
51	576.221	5.799.504
52	578.659	5.799.014
53	578.660	5.799.914

54	581.098	5.798.523
55	581.098	5.799.424
56	573.334	5.798.824
57	574.955	5.798.974
58	577.503	5.799.670
59	577.581	5.798.637
60	579.786	5.799.392
61	579.834	5.798.297
62	578.733	5.798.224
63	576.717	5.797.331

Tabel 5.6 Coördinaten 10 MW – Kavel IV+ in ETRS-stelsel

Windturbinelabel volgens software	Easting	Northing
1	572.953	5.791.985
2	572.782	5.792.956
3	572.611	5.793.926
4	572.440	5.794.897
5	572.269	5.795.867
6	572.098	5.796.838
7	574.328	5.792.470
8	574.157	5.793.441
9	573.986	5.794.411
10	573.815	5.795.382
11	573.643	5.796.352
12	573.472	5.797.323
13	575.875	5.791.985
14	575.703	5.792.956
15	575.532	5.793.926
16	575.360	5.794.896
17	575.189	5.795.867
18	575.017	5.796.837
19	577.250	5.792.470
20	577.078	5.793.441
21	576.906	5.794.411
22	576.735	5.795.381
23	576.563	5.796.352
24	576.391	5.797.322
25	578.453	5.793.926
26	578.281	5.794.896
27	578.109	5.795.866
28	577.936	5.796.837
29	579.482	5.796.351
30	576.220	5.798.604
31	576.221	5.799.504
32	578.659	5.799.014
33	578.660	5.799.914
34	581.098	5.798.523
35	581.098	5.799.424
36	574.555	5.791.342
37	576.139	5.790.727
38	573.324	5.798.805

715082
April 2017

ZICHTBAARHEIDSANALYSE
HOLLANDSE KUST (ZUID) KAVELS
III EN IV

Ministeries van Economische
Zaken en Infrastructuur en Milieu

Definitief



Duurzame oplossingen in
energie, klimaat en milieu

Postbus 579
7550 AN Hengelo
Telefoon (074) 248 99 40

Documenttitel	Zichtbaarheidsanalyse Hollandse Kust (zuid) Kavels III en IV
Soort document	Definitief
Datum	April 2017
Projectnummer	715082
Opdrachtgever	Ministeries van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu
Auteur	Maarten Jaspers Faijer, Pondera Consult
Vrijgave	Sergej van de Bilt, Pondera Consult

INHOUDSOPGAVE

1	Inleiding	1
1.1	Inleiding	1
1.2	Beschrijving van de locatie	1
1.3	Opzet en leeswijzer	3
2	Zichtbaarheid van windturbines	5
2.1	Inleiding	5
2.2	Zichtbaarheid en zichtbereik	5
2.3	Meteorologische zichtomstandigheden	10
2.4	KNMI – stations en onderling verschil	14
2.5	Kavel III en IV Hollandse Kust (zuid): resultaten meteorologische zichtbaarheid	14
2.6	Horizontale beeldhoek en dominantie	16
2.7	Effectbepaling zichtbaarheid gecombineerd	17
3	Conclusie	21

1 INLEIDING

1.1 Inleiding

Zichtbaarheid speelt bij nagenoeg ieder windenergieproject een prominente rol. Door de omvang van windturbines vallen ze vaak op in het landschap, zeker in open landschappen als de kuststrook. Beoordelen van de zichtbaarheid en beoordelen van de invloed op het landschap is in objectieve zin lastig. Iedereen neemt immers subjectief waar. Om de zichtbaarheid van windturbines te objectiveren kan echter wel gekeken worden naar de vraag of turbines zichtbaar zijn vanaf een bepaalde locatie en zo ja, in welke mate.

Dit wordt gedaan door te kijken naar enerzijds de afstand tussen de turbine en de waarnemer en anderzijds door een statistische analyse te maken van de weersomstandigheden die de zichtbaarheid beïnvloeden.

In 2010 is reeds een uitgebreide studie naar zichtbaarheid en maatschappelijke aspecten van windturbines op de Noordzee gedaan.¹ In het kader van de zoektocht naar mogelijkheden voor windparken aan de rand van de twaalfmijlszone, heeft Rijkswaterstaat destijds opdracht gegeven voor dit onderzoek. In onderhavig document zal mede worden ingaan op de resultaten van de studie uit 2010. Deze resultaten zijn tevens gebruikt in de zichtbaarheidsanalyse die is uitgevoerd voor de kavelbesluiten van het windenergiegebied Borssele. Onderhavig onderzoek gaat in op de zichtbaarheid van de kavels III en IV voor windparken op zee voor de kust van Zuid-Holland. Voor dit onderzoek wordt gekeken naar de zichtbaarheid van het windpark vanaf Bergen aan Zee en Hoek van Holland, alsmede enkele tussengelegen kustplaatsen. Deze kustplaatsen worden in figuur 1.1 weergegeven.

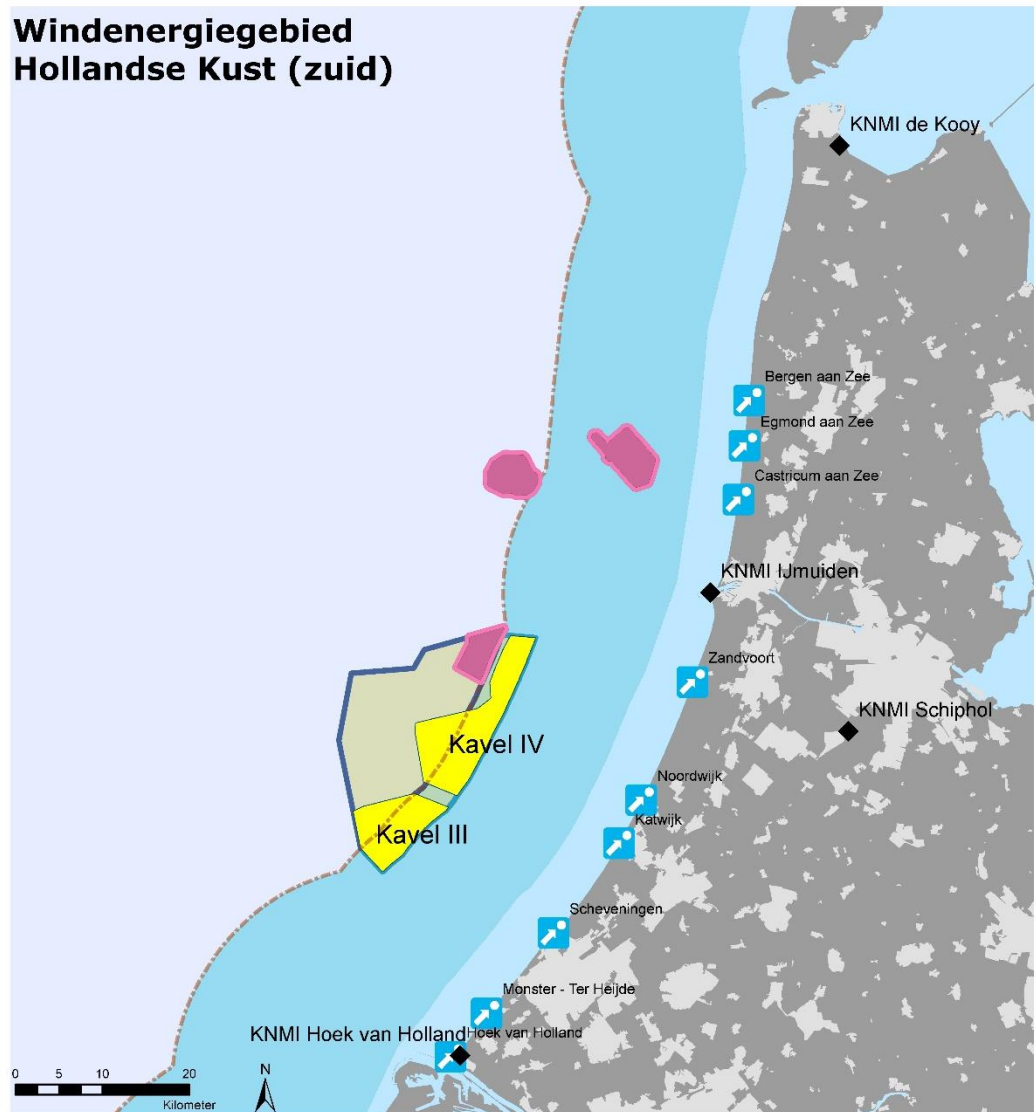
1.2 Beschrijving van de locatie

Het Ministerie van Economische Zaken is voornemens een tweetal kavels uit te geven voor de realisering van een windpark in de Noordzee voor de kust van Zuid-Holland, genaamd kavel III en IV. De kavels liggen op een afstand van circa 18,5 kilometer vanaf het dichtstbijzijnde punt op land. Voor kavel III is dit het strand van Scheveningen en voor kavel IV zijn dit de stranden van Noordwijk en Katwijk. Figuur 1.1 geeft de ligging van het plangebied weer.

Deze zichtbaarheidsanalyse is opgesteld in het kader van de m.e.r. In deze procedure worden verschillende alternatieven van een windpark per kavel onderzocht. De alternatieven leiden allemaal tot een opgesteld vermogen van maximaal 380 MW. Voor de zichtbaarheid wordt hierbij gewerkt met een onder- en bovengrens van deze invulling. De ondergrens bestaat uit 63 turbines met een ashoogte van 96 meter en een rotordiameter van 142 meter (hierna alternatief 1 genoemd) en een bovengrens bestaande uit 38 windturbines met een ashoogte van 140,5 meter en een rotordiameter van circa 221 meter (hierna alternatief 2 genoemd). Tabel 1.1 geeft de kenmerken van de alternatieven weer.

¹ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

Figuur 1.1 Ligging plangebied, KNMI Meetstations en zichtlocaties



Legenda

- | | |
|------------------------------------|-----------------------|
| Hollandse Kust (zuid) Kavel | --- Grens 12mijlszone |
| III | EEZ van Nederland |
| IV | Territoriale wateren |
| Windenergiegebied HKZ | ◆ KNMI Meetstation |
| Hollandse Kust (zuid) buiten 12 NM | ☒ Zichtpunten |
| Hollandse Kust (zuid) binnen 12 NM | |



Author: MJF

Datum: 15-11-2016

Tabel 1.1 Alternatieven invulling kavels

Alternatief	Turbinetype	Ashoogte (m)	Tiphoogte (m)	Aantal turbines
Alternatief 1	6 MW	96	167	63
Alternatief 2	10 MW	140	251	38

Er zijn geen exacte coördinaten bekend van de turbine opstellingen. Voor de analyse worden de buitenranden van de kavelvlakken aangehouden als positie voor de dichtstbijzijnde windturbines, zodat geen onderschatting van de zichtbaarheid kan optreden.

1.3 Opzet en leeswijzer

Na dit inleidende hoofdstuk wordt in hoofdstuk 2 ingegaan op de zichtbaarheid van windturbines en de technische uitgangspunten en achtergronden die daarbij een rol spelen. Vervolgens worden de uitkomsten van de zichtbaarheidsanalyse besproken. Tot slot worden in hoofdstuk 3 conclusies getrokken.

2 ZICHTBAARHEID VAN WINDTURBINES

2.1 Inleiding

Zichtbaarheid is een ruim begrip en niet eenvoudig te bepalen. Het hangt van een aantal factoren af of iets zichtbaar is. Het menselijke oog heeft beperkingen. Hoewel we scherp kunnen zien en op grote afstand objecten kunnen onderscheiden, zijn er grenzen aan wat we kunnen waarnemen. Ook zijn er meteorologische omstandigheden die de zichtbaarheid beperken. Deze en andere beperkingen die van belang zijn om de term *zichtbaarheid* te begrijpen, worden in paragraaf 2.2 benoemd. In de daaropvolgende paragrafen worden deze begrippen verder toegelicht.

2.2 Zichtbaarheid en zichtbereik

De afstand waarop een object nog kan worden waargenomen wordt het zichtbereik genoemd. Dit bereik hangt van een viertal factoren af: de eigenschappen van het object, de kromming van de aarde, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden.

2.2.1 Horizontale beeldhoek

Naast deze vier aspecten speelt de zogenaamde horizontale beeldhoek een rol in de mate waarin het windpark het beeld domineert. Dit wordt in paragraaf 2.6 behandeld. In de volgende alinea's worden de horizontale beeldhoek en de vier aspecten met betrekking tot zichtbereik verder toegelicht.

De horizontale beeldhoek is het aantal graden in horizontale zin dat het windpark beslaat in het beeld van de beschouwer, bijvoorbeeld een strandbezoeker. De horizontale beeldhoek heeft geen invloed op het zichtbereik. Het betreft alleen de meting van de breedte van het windpark in het beeld van de beschouwer, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De breedte die het windpark in het beeld van de beschouwer inneemt, is mede bepalend voor de dominantie van het windpark in dat beeld. Dit is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer relevant². Buiten deze afstand neemt de zichtbaarheid van het windpark dermate af dat de horizontale beeldhoek van het windpark niet meer bepalend is voor de dominantie daarvan in het beeld van de strandbezoeker.

Voor het bepalen van het beeld van de strandbezoeker is uitgegaan van de mogelijke vrije horizon, wanneer deze op de grens van land en water staat. Door een cirkel met een straal van 30 kilometer te trekken om het punt van waarneming en deze als het ware af te snijden door de kustlijn, ontstaat het maximaal mogelijk beeld voor een vrije horizon voor de strandbezoeker. Onderzocht wordt in hoeveel graden van dit beeld het windpark zichtbaar is, vervolgens wordt een percentage van het totale beeld (cumulatie met andere windparken) gegeven.

² Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

2.2.2 Eigenschappen van het object

De afmetingen, materiaal en kleur van elk object bepalen mede de zichtbaarheid ervan. Een groter object is beter zichtbaar dan een klein object, dat spreekt voor zich. Maar ook de kleur en het materiaalgebruik zijn van belang. Een lichtblauw of wit object valt minder op tegen een lichte achtergrond dan een donker object. Ook zal een object waarvan het materiaal weinig licht reflecteert (ofwel absorbeert), minder goed zichtbaar zijn³. De turbines zijn voorzien van een matte coating.

Bovendien trekt een bewegend object extra aandacht, doordat een deel van de zenuwen in onze ogen extreem gevoelig is voor beweging⁴. Een draaiende windturbine valt daarom meer op dan bijvoorbeeld een radiomast van gelijke omvang.

2.2.3 Theoretische zichtbaarheid

Voordat het zichtbereik bepaald kan worden, dient de theoretische zichtbaarheid te worden berekend. Deze theoretische zichtbaarheid geeft aan tot op welke afstand de turbines zichtbaar zijn. Deze afstand geeft aan tot waar het object nog net niet uit het zicht wordt genomen vanwege de kromming van de aarde of niet meer waarneembaar is met het menselijk oog (de visus).

Kromming van de aarde

Doordat de aarde geen plat vlak is maar een bol, moet rekening gehouden worden met de curve van deze bol, ofwel de kromming van de aarde. Door de kromming van de aarde verdwijnen objecten achter de horizon naarmate de afstand tussen de waarnemer en het object groter wordt (zie schematische weergave in figuur 2.1), ook wel kimduiking genaamd. Bij een waarneemhoogte van 1,6 m (ooghoogte), is dit effect merkbaar vanaf ongeveer 4,5 km. Verder weg zal steeds een groter deel aan de onderzijde van het object niet meer te zien zijn (x in figuur 2.1).

De theoretische afstand waarop een object geheel zal verdwijnen is als volgt te berekenen:

$$x = \frac{r}{\sin \beta} - r$$

Waarin:

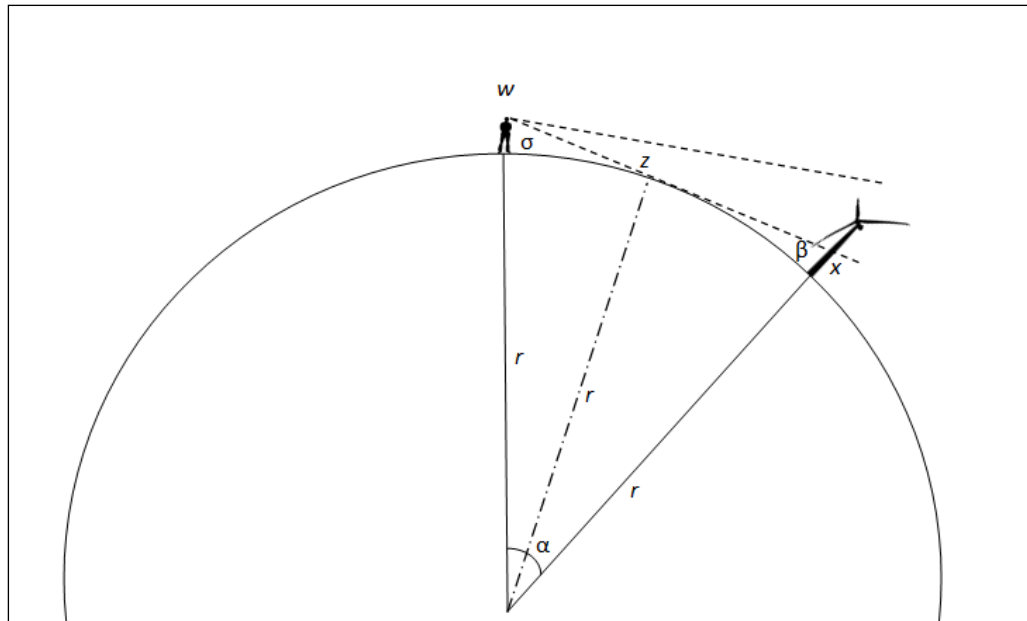
$$\alpha = \frac{d * 360^\circ}{2 \pi r} \quad \beta = 180^\circ - \alpha - \sigma \quad \sigma = \arcsin \left[\frac{r}{r+w} \right]$$

d	=	kijkafstand in m
r	=	straal van de aarde (6.378.000 m)
w	=	ooghoogte waarnemer (1,60 m)

³ Lörzing et al, 2007: zichtbaarheid van de Belle van Zuylen-toren

⁴ Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

Figuur 2.1 Schematische weergave kromming van de aarde en kimduiking (Bron: Lörzing et al, 2007)



In de tabel 2.1 zijn enkele kernwaarden bij benadering weergegeven voor verschillende afstanden, waarbij opvalt dat het deel van de windturbine dat niet meer te zien is snel groter wordt naarmate de afstand toeneemt. Een windturbine met een tiphoogte van circa 250 meter (alternatief 2) is op een afstand van ongeveer 61 kilometer geheel aan het zicht onttrokken door dit effect bij een ooghoogte van 1,60 meter (strandbezoeker). Wanneer wordt waargenomen van een grotere hoogte (20 meter), is dit pas het geval na circa 72 kilometer.

Tabel 2.1 Verdwijnafstanden door kromming van de aarde

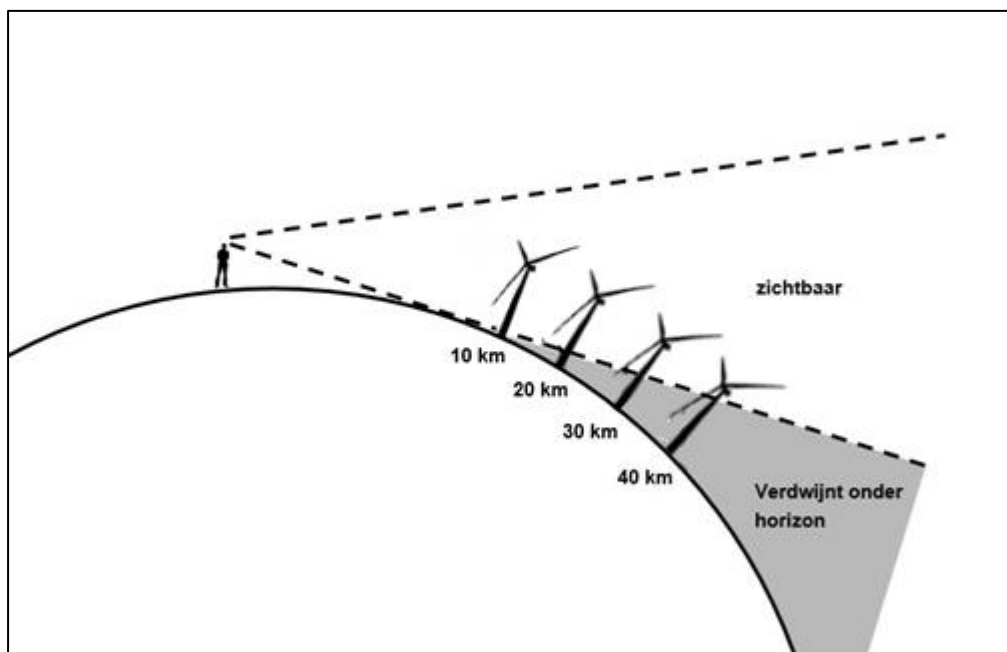
Afstand tot object	Deel niet meer zichtbaar	
	Ooghoogte: 1,60 meter	Ooghoogte 20 meter
10 km	2 m vanaf aardoppervlak	0 m vanaf aardoppervlak
20 km	20 m vanaf aardoppervlak	2 m vanaf aardoppervlak
30 km	50 m vanaf aardoppervlak	15 m vanaf aardoppervlak
40 km	100 m vanaf aardoppervlak	45 m vanaf aardoppervlak
50 km	160 m vanaf aardoppervlak	100 m vanaf aardoppervlak
60 km	245 m vanaf aardoppervlak	155 m vanaf aardoppervlak

De verdwijnafstand uit tabel 2.1 kan ook schematisch worden weergegeven, zie figuur 2.2.

Voor beide kavels (III en IV) geldt daarmee dat alternatief 1 (63 turbines) vanwege het effect van kimduiking op een afstand van 51 km volledig achter de horizon verdwijnt. Voor alternatief 2 (38 grote turbines) is dit 61 km wanneer wordt waargenomen vanaf het strand. Aangezien de turbines ook op het strand niet op 51 km afstand, maar op minimaal 18,5 km afstand staan worden de turbines niet aan het zicht onttrokken. In onderhavige situatie heeft de hoogte van

waarneming geen invloed op het 'achter de horizon verdwijnen' zijn van de turbines. De analyse gaat dan ook verder met de hoogte van waarneming vanaf het strand.

Figuur 2.2 Schematische voorstelling kimduiking en windturbines



Visus van het menselijk oog

Het menselijk oog is een zeer gevoelig instrument met een scherp waarnemingsvermogen. Om te bepalen wat het maximale zichtbereik is, moet rekening gehouden worden met de gezichtsscherpte ofwel 'visus' van het menselijk oog. Uit de literatuur kan worden afgeleid dat onder optimale omstandigheden (hoog contrast en goede lichtomstandigheden) het menselijk oog van een jong en gezond persoon, twee objecten van elkaar kan onderscheiden (middenin het blikveld) wanneer deze 0,3 boogminuten uit elkaar liggen⁵. Dit betekent dat een voorwerp van 1 m breed omgerekend nog zichtbaar is op 10 km. Een windturbinemast van bijvoorbeeld 4 m doorsnede kan dus theoretisch, bij optimale omstandigheden, op 40 km afstand nog worden onderscheiden van de achtergrond.

Echter niet alle onderdelen van de windturbine hebben een gelijke omvang en zijn dus op dezelfde afstand nog zichtbaar. De belangrijkste onderdelen van de turbine worden daarom onderscheiden, waarbij wordt uitgegaan van de afmeting van het onderdeel. In de tabellen 2.2 en 2.3 worden deze afmetingen weergegeven.

Waarneming tot op de theoretische zichtafstand is alleen mogelijk onder de meest optimale omstandigheden en zal in de praktijk vrijwel niet haalbaar zijn. Om een onderschatting te voorkomen worden deze getallen in deze studie wel gehanteerd (*worst case inschatting*).

⁵ Shang, H. and Bishop, I.D., 2000

Tabel 2.2 Afmetingen turbineonderdelen 6 MW turbine (gebaseerd op GE Haliade 150-6MW)

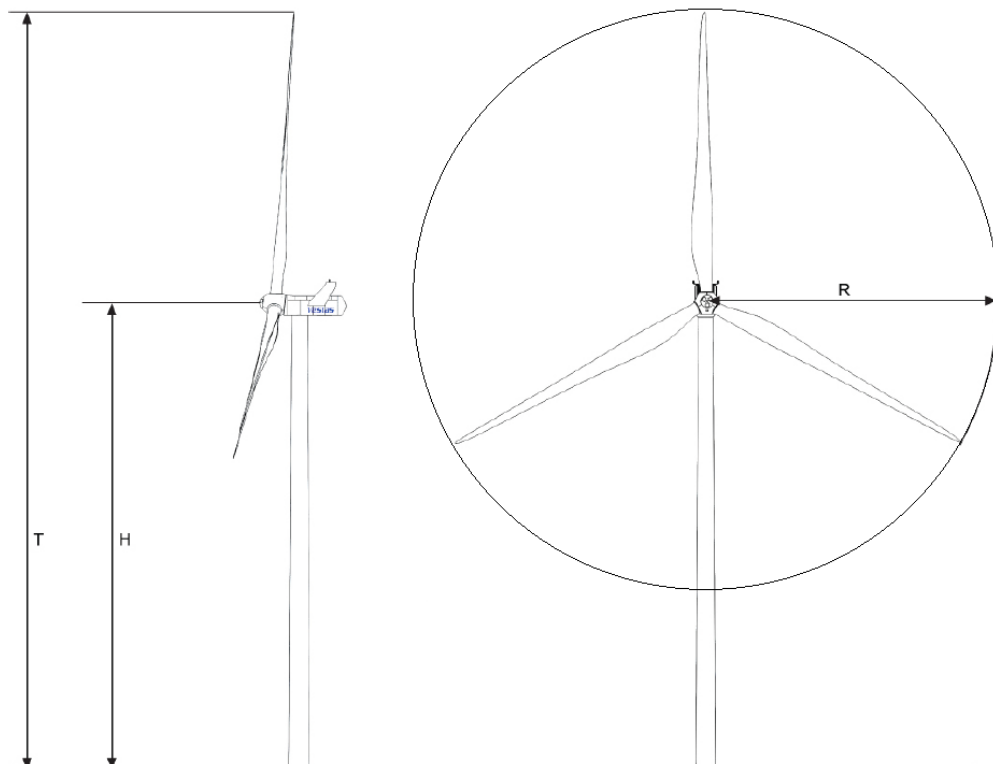
Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel (m)	Op max. hoogte (m)
Mast (Maximale Ø)	6,0	90
Gondel (hoogte)	6,0	96
Rotorbladen (max. breedte)	5,0	+/- 120,0
Rotortip	0,5	167

Tabel 2.3 afmetingen turbineonderdelen 10 MW turbine (fictief)

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel (m)*	Op max. hoogte (m)
Mast (Maximale Ø)	10,0	130,0
Gondel (hoogte)	10,0	140,0
Rotorbladen (max. breedte)	7,3	+/- 185,0
Rotortip	0,5	251,0

* Omdat nog geen concrete afmetingen van deze turbine bekend zijn, zijn de afmetingen van één van de grootste turbines op de markt (de Vestas V164) geëxtrapoleerd.

Figuur 2.3 Afmetingen windturbine (bron: Vestas, 2011)



Er is ook onderzoek gedaan naar de werkelijke prestaties van het menselijk oog in relatie tot zichtbaarheid van windturbines⁶. Hieruit is gebleken dat bij extreem helder weer, op 25 km afstand, ongeveer 25 procent van de waarnemers een object nog herkende. Dit betrof turbines met een ashoogte van 50 meter en een rotordiameter van 52 meter.

⁶ Bishop, et al, 2002: Determination of thresholds of visual impact: the case of wind turbines

Deze getallen zijn van belang bij het interpreteren van de zichtbaarheid. Tot een afstand van 5 km is het hele rotorblad zichtbaar en mag worden aangenomen dat een gemiddeld persoon dit zal kunnen waarnemen, echter daarna zal de zichtbaarheid afnemen, te meer omdat het contrast niet maximaal is. Een witte turbine tegen een blauwe achtergrond is goed zichtbaar, maar er is geen sprake van maximaal contrast. Dit contrast wordt in hoge mate bepaald door de (weers)omstandigheden, en deze zijn vrijwel nooit goed genoeg om de maximale theoretische zichtbaarheid ook daadwerkelijk te kunnen halen.

Theoretische zichtbaarheid van de turbines

Wanneer de kimduiking en de visus van het menselijk oog in acht worden genomen, is de theoretische zichtbaarheid van (onderdelen van) de turbines te berekenen. Hierbij wordt uitgegaan van de hoogte van de turbine en de afmetingen van de turbine-onderdelen. De theoretische zichtbaarheid van de windturbines van beide alternatieven wordt in de tabellen 2.4 en 2.5 weergegeven.

Tabel 2.4 Theoretische zichtbaarheid turbine 6 MW

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel [m]	Theoretisch zichtbaar tot (km):
Mast (maximale Ø)	6,0	51*
Gondel (hoogte)	6,0	51*
Rotorbladen (max. breedte)	5,0	50
Rotortip	0,5	5

* Kimduiking is hier leidend, anders was de theoretische zichtbaarheid vanwege de visus van het menselijke oog voor de mast en gondel 60 km.

Tabel 2.5 Theoretische zichtbaarheid turbine 10 MW

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel [m]	Theoretisch zichtbaar tot (km):
Mast (maximale Ø)	10,0	61*
Gondel (hoogte)	10,0	61*
Rotorbladen (max. breedte)	7,3	61*
Rotortip	0,5	5

* Kimduiking is hier leidend, anders was de theoretische zichtbaarheid vanwege de visus van het menselijke oog voor de mast en gondel 100 km en voor de rotorbladen 73 km.

2.3 Meteorologische zichtomstandigheden

De belangrijkste beperkende factor naast de omvang van het object, zijn de meteorologische omstandigheden. Het zicht wordt vaak beperkt door (water)deeltjes in de lucht, welke de doorlaatbaarheid van de lucht verminderen en daarmee het zicht verkleinen⁷. Het KNMI meet voor 26 weerstations in Nederland de maximale zichtafstand per uur. In voorgaande zichtbaarheidsanalyses is gewerkt met de gegevens van station 225 IJmuiden, aangezien dit het meest dichtbij gelegen station is. Deze data wordt ook voor kavels III en IV gebruikt en worden daarnaast aangevuld met beschikbare data van de KNMI stations De Kooy (235), Hoek van Holland (330) en Schiphol (240). Op basis van deze aanpak kan een vergelijking worden

⁷ KNMI (2012)

gemaakt tussen de verschillende datasets, waardoor afwijkende gegevens kunnen worden opgemerkt. De volgende tabellen bevatten de langjarig gemiddelde percentages voor het optreden van verschillende zichtafstanden voor alle genoemde KNMI-stations.

Figuur 2.4 Weerstations KNMI IJmuiden (links) en De Kooy (rechts) (Bron: KNMI, 2016)



Tabel 2.6 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand, KNMI station IJmuiden periode 1971-2002.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	83 %	303
> 10 km	57%	207
> 20 km	20%	73
> 30 km	6%	23

Tabel 2.7 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand, KNMI station De Kooy periode 1955-2016.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	81%	294
> 10 km	59%	217
> 20 km	27%	99
> 30 km	5%	20

Tabel 2.8 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand, KNMI station Hoek van Holland periode 1971-2002.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	88%	321
> 10 km	67%	243
> 20 km	31%	114
> 30 km	5%	20

Tabel 2.9 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand, KNMI station Schiphol periode 1955-2016.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	88%	302
> 10 km	63%	230
> 20 km	35%	129
> 30 km	14%	50

Het equivalent in aantal dagen betreft het aantal dagen per jaar dat overeenkomt met het percentage van de tijd dat een object binnen de gegeven afstand onder de meteorologische omstandigheden zichtbaar is. Dit zijn echter jaargemiddelden, waarbij ook de (relatief) slechte dagen in de herfst en voorjaar zijn meegerekend. Om ook een beeld te schetsen van de voor de toeristische sector meest belangrijke tijd, de zomer, is een zelfde tabel gemaakt waarin alleen de data van de periode van 1 mei tot 1 oktober zijn meegenomen. Deze periode is gekozen op basis van het door de provincie Zuid-Holland vastgestelde zwemseizoen. Dit is in de tabellen 2.10 tot en met 2.13 weergegeven.

Tabel 2.10 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10), KNMI station IJmuiden (periode 1971-2002).

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	89%	136
> 10 km	66%	101
> 20 km	25%	38
> 30 km	9%	14

Tabel 2.11 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10), KNMI station De Kooy (periode 1955-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	89%	136
> 10 km	70%	108
> 20 km	37%	56
> 30 km	8%	13

Tabel 2.12 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10), KNMI station Hoek van Holland (periode 1971-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	94%	142
> 10 km	74%	114
> 20 km	38%	58
> 30 km	8%	12

Tabel 2.13 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10), KNMI station Schiphol (periode 1955-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	90%	138
> 10 km	73%	112
> 20 km	46%	70
> 30 km	20%	31

De zichtcijfers van het KNMI worden zowel op basis van visuele waarnemingen bepaald als ook berekend op basis van gemeten waterdeeltjes in de atmosfeer. Deze metingen worden zowel in de dag-periode als ook na zonsondergang uitgevoerd. Aangezien 's nachts voor het menselijk

oog de zichtbaarheid sterk vermindert en bovendien mag worden aangenomen dat zeer beperkt mensen aanwezig zullen zijn op het strand, is ook een filter gemaakt voor het tijdstip van de dag. In tabellen 2.14 tot en met 2.17 wordt het percentage van de tijd dat een bepaalde zichtafstand mogelijk is weergegeven, waarbij alleen de gegevens van de zomerperiode, tussen 07.00 uur 's ochtends en 21.00 uur 's avonds worden gebruikt.

Tabel 2.14 Langjarig gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10) tussen 7.00 's ochtends en 21.00 uur 's avonds, KNMI station IJmuiden periode 1971-2002.

Zichtafstand	Percentage van de tijd tussen zonsopkomst en zonsondergang
> 5 km	89%
> 10 km	67%
> 20 km	26%
> 30 km	11%

Tabel 2.15 Langjarig gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10) tussen 7.00 's ochtends en 21.00 uur 's avonds, KNMI station De Kooy (periode 1955-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd tussen zonsopkomst en zonsondergang
> 5 km	91%
> 10 km	74%
> 20 km	41%
> 30 km	10%

Tabel 2.16 Langjarig gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10) tussen 7.00 's ochtends en 21.00 uur 's avonds, KNMI station Hoek van Holland (periode 1971-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd tussen zonsopkomst en zonsondergang
> 5 km	93%
> 10 km	74%
> 20 km	38%
> 30 km	9%

Tabel 2.17 Langjarig gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 01/10) tussen 7.00 's ochtends en 21.00 uur 's avonds, KNMI station Schiphol (periode 1955-2016).

Zichtafstand	Percentage van de tijd tussen zonsopkomst en zonsondergang
> 5 km	94,0%
> 10 km	79%
> 20 km	53%
> 30 km	26%

De percentages voor de zomerperiode en dagperiode verschillen, aangezien door de filtering de periode tussen 21:00 – 07:00 uur uit de dataset is verwijderd. De gemiddelde minimale zichtafstand gedurende de dagperiode wijkt gering af van de zichtafstand gedurende het gehele etmaal.

2.4 KNMI – stations en onderling verschil

In de analyse zijn de data van verschillende KNMI-stations gebruikt. Uit de resultaten blijkt dat er onderlinge verschillen bestaan in de percentages van de tijd waarop bepaalde minimale zichtafstanden zich voordoen. De percentages van de tijd waarop de zichtafstand minimaal 5 en 10 kilometer zijn, verschillen gering. Naar mate de minimale zichtafstanden toenemen, nemen de onderlinge verschillen in percentages van de tijd ook toe. Zo is het percentage van de tijd waarop een minimale zichtafstand van 20 kilometer optreedt bij station IJmuiden slechts 20% en is dit bij Station Hoek van Holland 31% van de tijd, gemeten over het hele jaar. Voor het station Schiphol is dit 35%. Het onderlinge verschil is het grootst tussen station Schiphol en de overige stations wanneer gekeken wordt naar het percentage van de tijd waarop een minimale zichtafstand van 30 kilometer optreedt. De data van station Schiphol geven hier een percentage van de tijd van 26% tijdens de zomerdagen. De overige stations geven hier een percentage van circa 10% en wijken onderling slechts gering af.

Ligging en invloed van de omgeving

De ligging van de verschillende stations is in figuur 1.1 weergegeven. Zoals te zien is in het figuur, liggen de KNMI-stations van IJmuiden, Hoek van Holland en De Kooy nabij de kust. Het station Schiphol is meer landinwaarts gelegen, waardoor andere omgevingsfactoren een grotere rol spelen. Daarnaast is zware industrie aanwezig in de nabije omgeving van de stations Hoek van Holland en IJmuiden. Het station de Kooy is georiënteerd op de Waddenzee en niet op de Noordzee, waar de offshore windparken worden gerealiseerd.

Om een gedegen uitspraak te kunnen doen over de zichtbaarheid van de windturbines in kavels III en IV wordt in de volgende paragrafen gewerkt met de mediaan van de data van de vier KNMI stations. Hierin zijn de data van drie locaties nabij het strand samengevoegd met de data van een meer landinwaarts gelegen locatie (Schiphol).

2.5 Kavel III en IV Hollandse Kust (zuid): resultaten meteorologische zichtbaarheid

Op basis van de voorgaande analyses zijn voor de beide kavels (III en IV), die zich op minimaal 18,5 km uit de kust bevinden, de volgende getallen af te leiden voor meteorologische zichtbaarheid:

Tabel 2.18 Gemiddelde zichtbaarheid van kavel III en IV Hollandse Kust (zuid) in de zomerperiode (mei – september)

Kavel	Zichtafstand	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd gedurende de dag in de zomerperiode
III	18,5 km	40%	60	43% (circa 6:13 uur)
IV	18,5 km	40%	60	43% (circa 6:13 uur)

Deze getallen zijn van toepassing op een persoon die zich op het dichtstbijzijnde strand bevindt ten opzichte van het windpark (Scheveningen voor Kavel III en Noordwijk en Katwijk voor Kavel IV). Voor grotere afstanden nemen de percentages sterk af.

Zo is de zichtbaarheid van Kavel III vanuit Bergen aan Zee (op circa 58,1 km afstand), minder dan 0,1% van de tijd. Vanuit het dichterbij gelegen Hoek van Holland is Kavel III, uitgaande van perfecte omstandigheden, 24% van de tijd zichtbaar in de zomerperiode. In tabel 2.19 en 2.20 wordt het percentage van de tijd in de zomerperiode dat kavel III en IV van het windpark zichtbaar zijn vanaf verschillende kustplaatsen weergegeven. Hierbij moet worden opgemerkt dat afstanden van meer dan 30 kilometer als niet relevant kunnen worden beschouwd.

In de tabel wordt tevens aangegeven welk gemiddeld percentage van de tijd per dag in de zomerperiode de windparken zichtbaar zijn. Dit percentage wordt tevens omgerekend naar de gemiddelde tijdsduur per dag. Dit betreft de gemiddelde totale tijdsduur per dag (niet een aaneengesloten periode) waarop het windpark zichtbaar is. Deze weergave betreft het resultaat van een berekening op basis van een langjarig gemiddelde, waardoor de daadwerkelijke tijdsduur waarop het windpark zichtbaar is per dag verschilt.

Tabel 2.19: Gemiddelde zichtbaarheid kavel III in de zomerperiode (mei – oktober) over 4 KNMI Meetstations (overall periode 1955- 2016)

Locatie	Zicht-afstand (km)	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd gedurende de dag in de zomerperiode
Bergen a/ Zee	58,1	0,1%	0	0,10% (circa 1 min)
Egmond a/ Zee	53,7	0,1%	0	0,2% (circa 1 min)
Castricum a/ Zee	48,6	1%	1	0,8% (circa 7 min)
Zandvoort	31,5	5%	7	6% (circa 54 min)
Noordwijk	22,2	24%	36	27% (circa 4:05 uur)
Katwijk	20,1	36%	56	39% (circa 5:54 uur)
Scheveningen	18,5	40%	60	43% (circa 6:13 uur)
Monster – Ter Heijde	20,2	36%	56	39% (circa 5:14 uur)
Hoek van Holland	22,7	24%	36	27% (circa 4:05 uur)

Tabel 2.20: Mediaan langjarig gemiddelde zichtbaarheid kavel IV in de zomerperiode (mei – oktober) over 4 KNMI Meetstations (overall periode 1955- 2016)

Locatie	Zicht-afstand (km)	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd gedurende de dag in de zomerperiode
Bergen a/ Zee	36,7	3%	4	3% (circa 31 min)
Egmond a/ Zee	32,6	5%	7	6% (circa 54 min)
Castricum a/ Zee	28,2	12%	18	15 % (circa 2:11 uur)
Zandvoort	18,8	40%	60	43 % (circa 6:13 uur)
Noordwijk	18,5	40%	60	43% (circa 6:13 uur)
Katwijk	18,5	40%	60	43% (circa 6:13 uur)
Scheveningen	19,3	37%	56	40 % (circa 5:57 uur)
Monster – Ter Heijde	25,2	22%	34	25% (circa 3:58 uur)
Hoek van Holland	30,0	11%	17	32% (circa 2:04 min)

Kader 2.1 Vergelijking met zichtbaarheidsanalyse MER behorende bij RSV Windenergie op Zee aanvulling Hollandse Kust.

In het milieueffectrapport dat is opgesteld voor de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee aanvulling Hollandse Kust is tevens een zichtbaarheidsanalyse uitgevoerd. Ook in deze zichtbaarheidsanalyse wordt ingegaan op de periode van de tijd waarin windparken binnen de 10NM tot 12NM zone zichtbaar kunnen zijn. De bewerking van de dataset wijkt echter af van de bewerkingen zoals in onderhavige zichtbaarheidsanalyse is gepresenteerd. Ook is in de zichtbaarheidsanalyse van het MER gebruik gemaakt van de datasets van slechts drie KNMI meetstations. Al deze meetstations zijn ook in onderhavige analyse gebruikt waarbij tevens gebruik is gemaakt van de dataset van het meetstation Schiphol.

De voornaamste afwijking ligt in het feit dat in de bewerkingen van de datasets voor de analyse in het MER alle maanden van het jaar zijn opgenomen. Ook hier wordt alleen de zichtbaarheid tijdens de dagperiode gebruikt. Voor de maanden mei tot en met juli zijn de uren van 6 tot 22 uur gebruikt, voor de maanden november tot en met januari zijn de uren van 9 tot 17 uur gebruikt, voor de overige maanden is een dag van 12 uur gehanteerd. In onderhavige analyse wordt de dagperiode van de voor het toerisme meest belangrijke periode aangehouden (1 mei – 1 oktober).

Aangezien de datasets van de drie KNMI meetstations niet veel van elkaar verschillen, is in de conclusie in het MER uitgegaan van het maximale zichtbaarheidspercentage van één van deze meetstations. In onderhavige analyse wordt deze data tevens gepresenteerd, maar berust de conclusie op de mediaan van deze drie meetstations, aangevuld met de onderling afwijkende dataset van het meetstation van Schiphol.

2.6 Horizontale beeldhoek en dominantie

De horizontale beeldhoek heeft geen invloed op het zichtbereik. Het betreft alleen de meting van de breedte van het windpark in het beeld van de beschouwer, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De horizontale beeldhoek heeft alleen invloed op het beeld van de kustbezoeker wanneer objecten tot op 30 kilometer gelegen zijn. Hierdoor zijn de zichtlocaties in Bergen aan Zee en Egmond aan Zee (>30km) niet in deze analyse meegenomen.

Tabel 2.21: Zichtafstand tot kavels III en IV vanuit 7 kustplaatsen

Locatie	Zichtafstand	
	Kavel III	Kavel IV
Castricum	48,6 km	28,2 km
Zandvoort	31,5 km	18,8 km
Noordwijk	22,2 km	18,5 km
Katwijk	20,1 km	18,5km
Scheveningen	18,5 km	19,3 km
Monster – Ter Heijde	20,2 km	25,2 km
Hoek van Holland	22,7 km	30,0 km

Vanaf alle genoemde zichtlocaties is een kavel op minimaal 30 kilometer gelegen, waardoor voor deze locaties het gezichtsveld en de horizontale beeldhoeken worden bepaald. Deze zijn weergegeven in tabel 2.22, voor de kavels apart alsmede voor beide kavels in cumulatie. In tabel 2.23 worden de beeldhoeken inclusief bestaande windparken weergegeven. Het gezichtsveld beslaat het aantal graden beeld waarin een strandbezoeker, al staande aan de

branding en zowel de ogen als het hoofd bewegend een uitzicht van 30 kilometer heeft over zee. De topografische grens tussen zee en land is bepalend voor de beeldhoek van het gezichtsveld. De gezichtsvelden zijn als gekleurde cirkels in het figuur in bijlage 2 opgenomen.

Tabel 2.22: Horizontale beeldhoek Kavels III en IV vanuit 7 kustplaatsen

Locatie	Gezichtsveld	Beeldhoek Windpark (graden)			% van gezichtsveld		
	Vanaf locatie	Kavel III	Kavel IV	Kavels III+IV	Kavel III	Kavel VI	Kavels III+IV
Castricum	165°	0	6	6	0,00%	3,64%	3,64%
Zandvoort	169°	0	41	41	0,00%	24,26%	24,26%
Noordwijk	163°	17	55	73	10,43%	33,74%	44,79%
Katwijk	169°	21	51	75 (-3)*	12,43%	30,18%	42,60%
Scheveningen	161°	30	33	62	17,96%	20,50%	38,51%
Monster – Ter Heijde	157°	27	14	36	17,20%	8,91%	22,93%
Hoek van Holland	141°	23	0	23	16,31%	0%	16,31%

* Vanaf de zichtlocatie Katwijk is geen aaneengesloten horizonbeslag van beide kavels. Er is een open deel tussen de kavels zichtbaar.

Tabel 2.23: Horizontale beeldhoek Kavels I t/m IV inclusief BWP vanuit 5 kustplaatsen**

Locatie	Beeldhoek Windpark (graden)		% van gezichtsveld (zie tabel 2.22)	
	Kavels I/IV	Kavels I/IV+BWP	Kavels I/IV	Kavels I/IV + BWP
Castricum	6	41	3,64%	24,85%
Zandvoort	41	60	24,26%	35,50%
Noordwijk	73	73	44,79%	44,79%
Katwijk	75*	75*	44,38%	44,38%
Scheveningen	62	62	38,51%	38,51%
Monster – Ter Heijde	36	36	22,93%	22,93%
Hoek van Holland	23	23	16,31%	16,31%

* Het open deel tussen het horizonbeslag van de kavels III en IV wordt opgevuld door de windturbines in achterliggende kavel II (binnen 30km afstand gelegen). Hierdoor is de -3 graden niet opgenomen in deze berekening.

**BWP = Bestaande windparken

In bijlage 2 zijn kaartbeelden opgenomen met daarin de gezichtsvelden en de horizontale beeldhoek van de in tabel 2.21 genoemde kustplaatsen.

2.7 Effectbepaling zichtbaarheid gecombineerd

Naar aanleiding van voorgaande deelanalyses, wordt vervolgens gekeken naar het verschil tussen kavel III en IV en de onderzochte alternatieven in turbineafmetingen. Bepaald wordt of deze van elkaar onderscheidend zijn.

Horizontale beeldhoek

De alternatieven zijn niet onderscheidend met betrekking tot de horizontale beeldhoek. Dit komt doordat in alle gevallen het uitgangspunt is gehanteerd dat de volledige kavel wordt gebruikt voor het plaatsen van de turbines. De horizontale beeldhoeken zoals aangegeven in de voorgaande paragraaf gelden voor beide alternatieven. De horizontale beeldhoek is het aantal graden in horizontale zin dat het windpark beslaat in het beeld van een beschouwer (bijvoorbeeld een strandbezoeker). De horizontale beeldhoek heeft geen invloed op het zichtbereik. Het betreft alleen de meting van de breedte van het windpark in het beeld van de waarnemer, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De breedte die het windpark in het beeld van de beschouwer inneemt, is mede bepalend voor de dominantie van het windpark in dat beeld. Dit is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer relevant⁸. Buiten deze afstand neemt de zichtbaarheid van het windpark dermate af dat de horizontale beeldhoek van het windpark niet meer bepalend is voor de dominantie daarvan in het beeld van de strandbezoeker. Gesteld wordt dat wanneer de horizontale beeldhoek meer dan 50% van het gezichtsveld beslaat, er sprake is van dominantie.

Voor geen van de locaties is er sprake van dominantie in het gezichtsveld (>50%), dat georiënteerd is op zicht over de Noordzee. Het horizonbeslag van de windturbines (inclusief de bestaande windparken) vanuit de zichtlocaties bij Zandvoort, Noordwijk, Katwijk en Scheveningen is tussen de 16% en 45%.

Kimduiking

Voor beide alternatieven verdwijnt door de kimduiking een bepaald deel van het windpark achter de horizon. Uitgaande van de dichtstbijzijnde kustlocatie per kavel, ca. 18 kilometer (voor beide kavels), verdwijnt circa 15 meter van de windturbines vanaf het zeeniveau uit het zicht. De turbines worden in beide alternatieven dus niet geheel aan het zicht onttrokken vanaf de dichtstbijzijnde kustlocatie.

Op grotere afstanden treedt echter wel verschil op tussen de alternatieven. Het alternatief met 63 kleinere turbines wordt op een afstand van 51 km geheel aan het zicht onttrokken door kimduiking, ongeacht welke kavel wordt gekozen. Het alternatief met 38 grote turbines wordt op een afstand van 61 kilometer geheel aan het zicht onttrokken door kimduiking.

Visus menselijk oog

Het verschil in turbine-afmetingen tussen de alternatieven betekent een verschil van de theoretische zichtbaarheid van het windpark op zee. Grotere objecten zijn immers beter zichtbaar. Gelet op de theoretische zichtbaarheid is een verschil tussen de alternatieven aanwezig. Voor het alternatief met de kleinere turbines geldt een maximale theoretische zichtafstand van 60 km, voor de grote turbines is dit maximaal 100 km. Dit wordt in de praktijk echter nooit gehaald vanwege beperkingen door kimduiking en meteorologische omstandigheden.

In tabel 2.17. worden de verschillen in theoretische zichtbaarheid tussen de alternatieven weergegeven.

⁸ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

Tabel 2.17: Alternatieven in relatie tot kimduiking en de visus

	Tiphoogte turbine (m)	Max. afmeting onderdelen (m)	Verdwijnafstans door prestatie menselijke visus (km)	Verdwijnafstans totale turbine door Kimduiking (km)
Alternatief 1	167	6,0	60	51
Alternatief 2	251	10,0	100	61

Het breedste onderdeel bevindt zich niet op het hoogste punt van de turbine (tiphoogte). Hierdoor is de verdwijnafstans van de totale turbine door kimduiking niet bepalend voor de maximale zichtbaarheid, maar de verdwijnafstans van het onderdeel van de turbine dat nog waarneembaar is met de menselijke visus en niet verdwijnt door de kimduiking.

Het dikste gedeelte van de turbinebladen is in deze bepalend (max chord). Dit onderdeel van de turbines is nog waarneembaar met de menselijke visus en de verdwijnafstans van het onderdeel door kimduiking is groter dan de hoogte waarop het breedste onderdeel zich bevindt. Het breedste onderdeel van het turbineblad bevindt zich op circa 1/3 van de lengte het blad, nabij de gondel (nacelle). In de tabel 2.18 is de breedte en hoogte van dit deel van het blad en de bijbehorende maximale zichtafstand van de turbines weergegeven.

Tabel 2.18: Alternatieven in relatie tot maximale zichtafstand

	Max breedte blad (m)	Hoogte van dikste deel turbineblad (max chord) (m)	Verdwijnafstand door prestatie menselijke visus (km)	Verdwijnafstans kimduiking hoogte onderdeel	Maximale zichtafstand (km)
Alternatief 1	5,0	120	50	44	44
Alternatief 2	7,5	185	75	53	53

Belangrijkste verschil in zichtbaarheid tussen de alternatieven wordt daarmee veroorzaakt door de fysieke afmetingen van de turbines. Dit gaat echter met name een rol spelen op grotere afstanden (> 44 km). De onderzochte ondergrens (kleinere turbines) zijn dan niet meer zichtbaar, terwijl de grote turbines wel zichtbaar zullen zijn⁹.

Meteorologische zichtbaarheid

Het verschil in turbine afmetingen speelt bij dit aspect geen rol, slechts de afstand tot de kust is leidend. Daarmee zijn alternatieven (kleinere en grote turbines) niet onderscheidend. Ook is er wat betreft dit aspect tussen de kavels III en IV geen onderscheid. Vanaf het dichtstbijzijnde punt langs de kust zijn beide kavels maximaal 39,52 % van de tijd (zomerperiode overdag) zichtbaar.

⁹ Indien de meteorologische omstandigheden het toelaten.

3 CONCLUSIE

Voor het kavelbesluit Hollandse Kust (zuid) kavel III en IV is een zichtbaarheidsanalyse gemaakt. Uit de analyse blijkt dat de kavels III en IV van Hollandse Kust (zuid) zoals voorgenomen maximaal 44,79% of 75 graden van de horizon in beslag nemen. Dit zal waarneembaar zijn vanaf respectievelijk Noordwijk en Katwijk. Wanneer kavels I en II en de bestaande windparken hieraan toe worden gevoegd, beslaan de windparken evengoed maximaal 44,79% van de horizon. Ook dit zal waarneembaar zijn vanuit Noordwijk. Op andere kustlocaties is dit percentage kleiner.

Het windpark is in alternatief 2 (38 grote turbines) theoretisch zichtbaar tot op een afstand van 53 kilometer, alternatief 1 (63 kleinere turbines) tot op een afstand van 44 kilometer (zie tabel 2.13). De theoretische zichtbaarheid houdt echter geen rekening met de meteorologische omstandigheden. De meteorologische omstandigheden vormen de voornaamste beperkende factor in de zichtbaarheid van een windpark op zee.

Wanneer de meteorologische omstandigheden wel worden meegenomen in de analyse, blijkt dat een persoon die tijdens de dag of avond op een zomerdag aan het strand staat en onbelemmerd zicht heeft vanaf de plek met de kortste afstand tot kavel III en IV (op 18,5 km), gedurende circa 40% (zie tabel 2.19 en 2.20) van de tijd minimaal één windturbine van het windpark kan zien. Op deze afstanden speelt het onderzochte alternatief (grote of kleinere turbines) geen rol.

Deze percentages gelden voor de plek met de kortste afstand tot de kavel (Noordwijk / Katwijk / Scheveningen). Wanneer bijvoorbeeld vanuit badplaatsen die verder van de kavels zijn gelegen wordt gekeken, neemt dit percentage sterk af. Kavel III ligt op een afstand van 22,2 km tot Noordwijk en is gedurende dezelfde periode 24% van de tijd vanaf deze plek zichtbaar. Vanuit Zandvoort is dit slechts 5%. Voor kavel IV is dit, gekeken vanuit Castricum en Monster, respectievelijk 11% en 22%.

BIJLAGEN VAN BIJLAGE 10



BIJLAGE 1 VAN BIJLAGE 10



COORDINATEN KAVEL III + IV

De hoekpunten van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zoals aangewezen in de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, partiële herziening van het Nationaal Waterplan, hebben de volgende coördinaten (conform coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31):

Hoekpunten windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	565470,50410	5784279,92860
2	562982,68120	5796693,18470
3	564404,00160	5804398,36380
4	571576,58010	5804989,88550
5	572804,38170	5807111,95610
6	577939,99540	5808553,79200
7	582093,64720	5809722,82470
8	585967,80640	5809727,42530
9	585616,90310	5808566,76440
10	585497,17060	5808225,84900
11	585050,56590	5807047,72530
12	584618,30330	5805978,03000
13	584549,10230	5805759,53920
14	583806,82640	5804057,53310
15	583658,02090	5803670,18740
16	583374,10270	5803062,38140
17	582960,06390	5802115,93270
18	582523,39600	5801188,92000
19	582086,15220	5800162,13240
20	581622,28930	5799242,10260
21	581211,47760	5798487,19770
22	580786,28080	5797658,87630
23	580393,74740	5796861,74120
24	579898,87840	5795803,17910
25	579248,31660	5794721,05640
26	578876,16030	5794023,53430
27	578378,25020	5793014,59290
28	577806,68090	5792060,95900
29	576959,03680	5790898,94240
30	576291,55580	5789913,89150
31	576190,15260	5789734,55740
32	575645,46300	5789080,88580
33	575295,68110	5788618,41860
34	574628,82610	5788129,49120

35	574056,69130	5787679,66200
36	573443,80400	5787154,89480
37	572912,39970	5786661,21330
38	572228,21250	5785964,30970
39	571589,95950	5785242,24080
40	570998,74180	5784499,17170
41	570303,32810	5783529,45960
42	569557,18870	5782954,46800
43	569045,48420	5782532,72490
44	568540,68350	5782087,46420
45	567997,42160	5781569,98800

De hoekpunten van de kavels hebben de volgende coördinaten (ETRS 1989 UTM Zone N31):

Hoekpunten kavel III Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	568045,27470	5781615,56970
2	567997,42160	5781569,98800
3	565471,24130	5784279,13800
4	565470,50410	5784279,92860
5	564614,83410	5788549,38490
6	565761,35040	5789096,46620
7	571654,41620	5790608,05850
8	575586,57140	5789003,02170
9	575295,68110	5788618,41860
10	574628,82610	5788129,49120
11	574056,69130	5787679,66200
12	573615,40120	5787301,82000
13	573443,80400	5787154,89480
14	572912,39970	5786661,21330
15	572764,71770	5786510,78640
16	572228,21250	5785964,30970
17	571589,95950	5785242,24080
18	570998,74180	5784499,17170
19	570303,32810	5783529,45960
20	569557,18870	5782954,46800
21	569045,48420	5782532,72490
22	568540,68350	5782087,46420

Hoekpunten kavel IV Hollandse Kust (zuid)		
Punt	X	Y
1	576959,03680	5790898,94240
2	576572,09540	5790327,90450
3	573472,22080	5791607,21510
4	572709,97470	5791903,05600
5	571716,11160	5797627,85960
6	571790,94460	5798626,00140
7	571804,96470	5798693,22850
8	573716,52470	5799154,35420
9	577973,68310	5800132,70740
10	578941,45330	5800385,93440
11	580431,77450	5801530,55600
12	580316,75900	5803383,20540
13	580760,70430	5804487,02190
14	580994,81420	5805140,01260
15	581193,38270	5805657,86500
16	581587,16970	5806582,32600
17	581882,32650	5807210,73760
18	582211,34690	5807858,25730
19	582711,51030	5808742,72980
20	585589,41050	5808488,48450
21	585497,17060	5808225,84900
22	585050,56590	5807047,72530
23	584618,30330	5805978,03000
24	584549,10230	5805759,53920
25	583806,82640	5804057,53310
26	583658,02090	5803670,18740
27	583374,10270	5803062,38140
28	582960,06390	5802115,93270
29	582523,39600	5801188,92000
30	582086,15220	5800162,13240
31	581622,28930	5799242,10260
32	581211,47760	5798487,19770

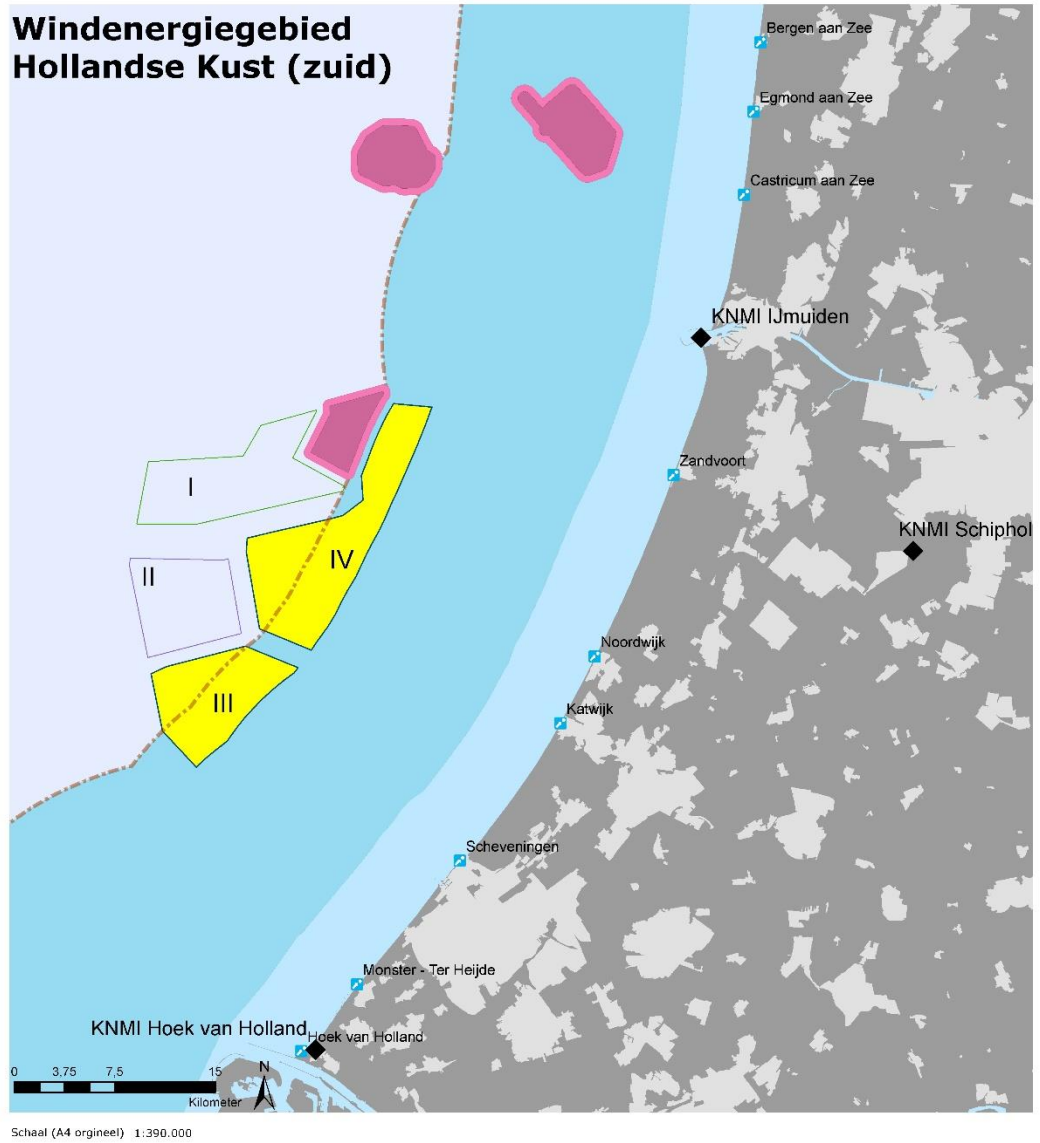
33	580786,28080	5797658,87630
34	580393,74740	5796861,74120
35	579898,87840	5795803,17910
36	579248,31660	5794721,05640
37	578876,16030	5794023,53430
38	578378,25020	5793014,59290
39	577806,68090	5792060,95900

BIJLAGE 2 VAN BIJLAGE 10



KAARTEN

1. Overzicht Zichtpunten en KNMI Stations



Legenda

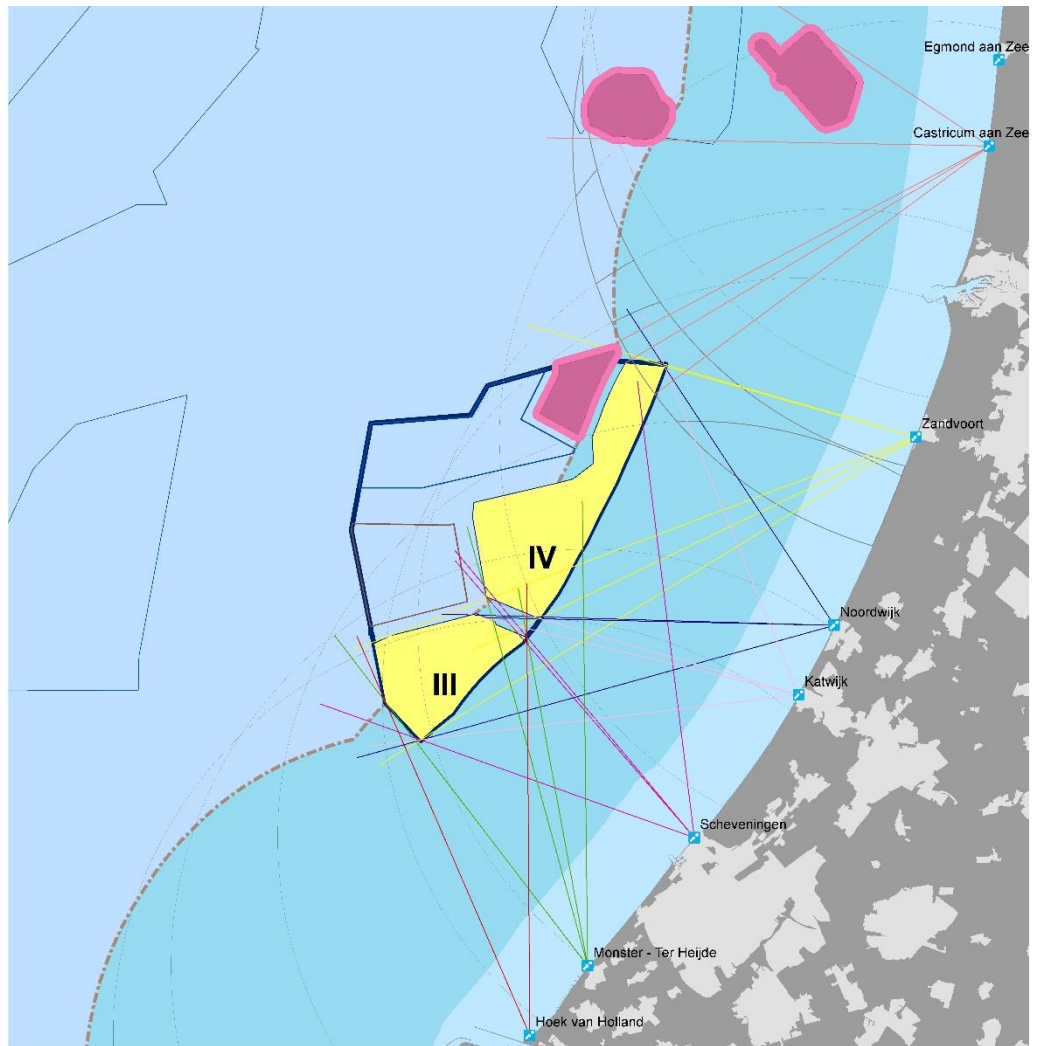
- Zichtpunten
- Hollandse Kust (zuid) Kavel**
- I
- II
- III
- IV
- Grens 12mijlszone
- EEZ van Nederland
- Territoriale wateren
- ◆ KNMI Meetstation



Author: MJF

Datum: 17-11-2016

2. Gezichtsvelden over zee en beeldhoeken vanaf zichtlocaties

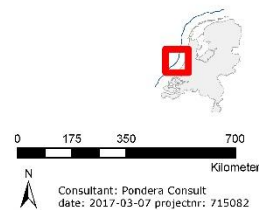


Legenda

- | | |
|---|-------------------------------|
| Bestaand Windpark | Zichtlijnen Scheveningen |
| Veiligheidszone Windpark | Zichtlijnen Zandvoort |
| Kavel I | Grens 12mijlszone |
| Kavel II | Gemeentelijk ingedeeld gebied |
| Kavel III | Territoriale wateren |
| Kavel IV | EEZ van Nederland |
| Aangewezen windenergiegebieden | |
| Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) | |
| Zichtlijnen Castricum | |
| Zichtlijnen Hoek van Holland | |
| Zichtlijnen Katwijk | |
| Zichtlijnen Monster - Ter Heijde | |
| Zichtlijnen Noordwijk | |

**Windenergiegebied
Hollandse Kust (zuid)**

Zichtbaarheid





Challenging wind and waves

Linking hydrodynamic research to the maritime industry

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR WINDENERGIEGEBIED HOLLANDSE KUST (ZUID)

Veiligheidsstudie voor kavel IV

Eindrapport

Rapport Nr. : 28955-4-MSCN-rev.2

Datum : 25 april 2017

Paraaf Management:

**EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR
WINDENERGIEGEBIED HOLLANDSE KUST (ZUID)**

Veiligheidsstudie voor kavel IV

Opdrachtgever : Pondera Consult
Welbergweg 49
7556 PE Hengelo

Revisienr.	Status	Datum	Auteur	Voor gezien
0	Concept	17 februari 2017	M.I. Hermans, W.H. van Iperen	Y. Koldenhof
1	Concept	15 maart 2017	M.I. Hermans, W.H. van Iperen	Y. Koldenhof
2	Eind (ongewijzigd)	25 april 2017	M.I. Hermans, W.H. van Iperen	Y. Koldenhof

INHOUDSOPGAVE		Pag.
OVERZICHT VAN TABELLEN EN FIGUREN		5
1	INLEIDING.....	8
2	DOELSTELLING	8
3	WERKWIJZE	9
3.1	SAMSON.....	9
3.2	Effect van het windpark.....	11
3.3	Modelinvoer en uitgangspunten.....	12
3.3.1	Verkeer	12
3.3.1.1	Routegebonden verkeer.....	12
3.3.1.2	Niet-routegebonden verkeer	13
3.3.2	Gebruikte modellen	14
3.4	Gevolgschade	15
3.4.1	Schade aan windturbine en schip	15
3.4.2	Milieuschade.....	17
3.4.3	Bepalen van persoonlijk letsel.....	18
3.5	Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur	19
3.6	Cumulatieve effect	20
3.7	Kruisende scheepvaart	20
4	VERKEERSANALYSE EN MODELLERING.....	33
4.1	AIS analyse verkeersstromen.....	33
4.2	Routegebonden verkeersdatabase.....	38
5	RESULTATEN SAMSON BEREKENINGEN	42
5.1	Configuraties	42
5.2	Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken	42
5.3	Gevolgschade	45
5.3.1	Schade aan het schip	45
5.3.2	Schade aan de windturbines	46
5.3.3	Milieuschade.....	46
5.3.4	Persoonlijk letstel.....	48
5.4	Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur	49
5.4.1	Aantal aanwezige schepen	49
5.4.2	Veiligheid	49
5.4.3	Economisch effect	49
5.4.4	Emissies	49
5.4.5	Lokale effecten wijziging routestructuur	51
5.5	Het effect van het werkverkeer op het risico.....	53
5.6	Kwalitatieve beschouwing aanwezigheid individueel kavel	53
5.7	Radardekking van de Nederlandse havens	54
5.8	Kruisende scheepvaart	54
5.8.1	Kruisend verkeer aan de oostzijde van het windpark zuidwestwaarts.....	55
5.8.2	Kruisend verkeer aan de oostzijde van het windpark oostwaarts	59
6	MAATREGELEN	63
6.1	Gebruik van AIS.....	63
6.2	Inzet van een ETV (Emergency Towing Vessel)	64

7	CONCLUSIES	65
	REFERENTIES	67
	APPENDIX A1:.....	1
	Resultaten kavel IV variant 6 MW	1
	APPENDIX A2:.....	6
	Resultaten kavel IV variant 10 MW	6

OVERZICHT VAN TABELLEN EN FIGUREN

Tabellen:

Tabel 3-1	Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip.....	16
Tabel 4-1	Overzicht van alle verkeersscenario's	40
Tabel 5-1	Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kavel IV.....	42
Tabel 5-2	Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel IV per variant.....	44
Tabel 5-3	Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel IV per variant	44
Tabel 5-4	Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade.....	45
Tabel 5-5	Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine.....	46
Tabel 5-6	Uitstroombrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie	47
Tabel 5-7	Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine	48
Tabel 5-8	Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de scheepvaart binnen de EEZ	50
Tabel 5-9	Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de scheepvaart binnen een lokaal gebied (zie Figuur 5-1)	52
Tabel A1-1	Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 6 MW voor verkeer >24m	1
Tabel A1-2	Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor kavel IV variant 6 MW ...	3
Tabel A1-3	Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen	3
Tabel A1-4	Schade aan het totale windpark in kavel IV variant 6 MW	3
Tabel A1-5	Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van kavel IV variant 6 MW	4
Tabel A1-6	Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine	4
Tabel A1-7	Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine	5
Tabel A1-8	Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine.....	5
Tabel A1-9	Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine	5
Tabel A1-10	Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt.....	5
Tabel A2-1	Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 10 MW voor verkeer >24m	6
Tabel A2-2	Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor kavel IV variant 10 MW .	7
Tabel A2-3	Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen	8
Tabel A2-4	Schade aan het totale windpark kavel IV variant 10 MW	8
Tabel A2-5	Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor kavel IV variant 10 MW	9
Tabel A2-6	Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine	9
Tabel A2-7	Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine	9

Tabel A2-8	Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine.....	9
Tabel A2-9	Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine	10
Tabel A2-10	Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt.....	10
Figuren:		
Figuur 3-1	Systeemdiagram SAMSON	10
Figuur 3-2	Figuren van de verschillende bezwijkvormen.....	15
Figuur 3-3	Windpark gezien vanaf het eigen schip	21
Figuur 3-4	Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld	21
Figuur 3-5	Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks (I)	24
Figuur 3-6	Opstelling windturbines in dichte opstelling versprongen (II)	25
Figuur 3-7	Opstelling versprongen maar net als II maar 90° gedraaid (III).....	25
Figuur 3-8	Opstelling vierkant als I maar dan 45° gedraaid (IV).....	26
Figuur 3-9	Schaduwstukken > 10 m, > 20 m en > 30 m	27
Figuur 3-10	Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk .28	
Figuur 3-11	Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 500 m	29
Figuur 3-12	Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 1000 m	29
Figuur 3-13	Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, afstand tussen turbines 580 m en vaarafstand 500 m	30
Figuur 3-14	Schaduw > 10 m, > 20 m en > 30 m lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse.....	31
Figuur 3-15	Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse.....	32
Figuur 4-1	Dichtheidskaart van routegebonden verkeer in de omgeving van het windenergiegebied	34
Figuur 4-2	Scheepstracks van routegebonden verkeer op de hoofdverkeersstromen door het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015.....	35
Figuur 4-3	Scheepstracks van routegebonden verkeer varend ten oosten langs het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015 ...	36
Figuur 4-4	Scheepstracks van routegebonden verkeer buiten de hoofdstromen door het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015	37
Figuur 4-5	Verkeersrouting voor de basis situatie zonder windparken.....	39
Figuur 4-6	Verkeersrouting voor de cumulatieve situatie waarin in alle kavels windturbines aanwezig zijn	41
Figuur 5-1	Het beschouwde gebied voor de lokale analyse	51
Figuur 5-2	Ontmoeting met een oostwaarts varend schip vanuit de corridor aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit een zuidwestwaarts langs het park varend schip voor de 6 MW variant met jackets.....	56
Figuur 5-3	Ontmoeting met een oostwaarts varend schip vanuit de corridor aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit een zuidwestwaarts langs het park varend schip voor de 10 MW variant met monopiles	56
Figuur 5-4	Aantallen schaduwstukken >10m, >20m en >30m voor de ontmoeting aan de oostzijde bij de corridor gezien vanuit het zuidwestwaarts langs het park varende schip voor beide varianten.....	57
Figuur 5-5	Aantallen schaduwstukken >40m en >50m, en de maximale lengte van schaduwstukken voor de ontmoeting aan de oostzijde bij de corridor gezien vanuit het zuidwestwaarts langs het park varende schip voor beide varianten.....	58

Figuur 5-6	Ontmoeting met een noordoostwaarts langs het windpark varende schip aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor de 6 MW variant met jackets	60
Figuur 5-7	Ontmoeting met een noordoostwaarts langs het windpark varende schip aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor de 10 MW variant met monopiles	60
Figuur 5-8	Aantallen schaduwstukken >10m, >20m en >30m voor de ontmoeting aan de oostzijde van het park gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor beide varianten	61
Figuur 5-9	Aantallen schaduwstukken >40m en >50m, en de maximale lengte van schaduwstukken voor de ontmoeting aan de oostzijde van het park gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor beide varianten.....	62
Figuur A1-1	Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines voor kavel IV variant 6 MW voor verkeer >24m.....	1
Figuur A1-2	Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer >24m). 4	
Figuur A2-1	Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 10 MW voor verkeer >24m	6
Figuur A2-2	Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer >24m). 8	

1 INLEIDING

De aanwezigheid van een offshore windpark heeft consequenties voor het scheepvaartverkeer in de buurt van een windpark. Een windpark heeft een direct effect op de verkeersveiligheid door het aanvaar- of aandrijfrisico van de turbines door de schepen. Sommige schepen zullen daarnaast alternatieve routes kiezen of omvaren, resulterend in veranderingen in transportkosten en emissies. De veranderingen van de verkeersstromen rond het windpark kunnen bovendien resulteren in toename van het aanvaringsrisico van schepen onderling (indirect effect).

Dit rapport beschrijft de veiligheidsstudie voor kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) die MARIN in opdracht van Pondera Consult heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportage (m.e.r.) 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. Wanneer men hiermee bekend is, kan het tweede deel van het hoofdstuk worden overgeslagen. Het cumulatieve effect door andere aanwezige windparken is in deze studie opgenomen als basissituatie, en niet als extra beschouwing. De nieuwe routestructuur houdt namelijk al rekening met mogelijke toekomstige parken.

Hoofdstuk 4 beschrijft een analyse van het verkeer door en in de directe omgeving van het windenergiegebied, en laat de verkeersmodellering zien.

De resultaten van de veiligheidsstudie voor kavel IV van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden gegeven in Hoofdstuk 5. In Hoofdstuk 6 wordt ingegaan op eventuele maatregelen die het risico voor de scheepvaart kunnen verkleinen. Hoofdstuk 7 bevat de conclusies van de studie.

2 DOELSTELLING

Het doel van de studie is om voor twee inrichtingsvarianten van kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) de risico's voor de scheepvaart te bepalen. Dit wordt gedaan door de aanvaar- en aandrijfkansen van de windturbines te bepalen, net als de verwachte frequenties en volumes van de olie-uitstroom. Ook wordt er gekeken naar de verandering in de veiligheid als gevolg van een wijziging in de routes die schepen nemen.

3 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk wordt de generieke werkwijze bij veiligheidsstudies voor windparken beschreven. Deze beschrijving is op veel punten identiek aan de beschrijving uit voorgaande windparkstudies, maar wijkt ook op een aantal onderdelen af. In 3.3 worden tevens de modelinvoer en uitgangspunten beschreven zoals deze gebruikt worden in deze studie.

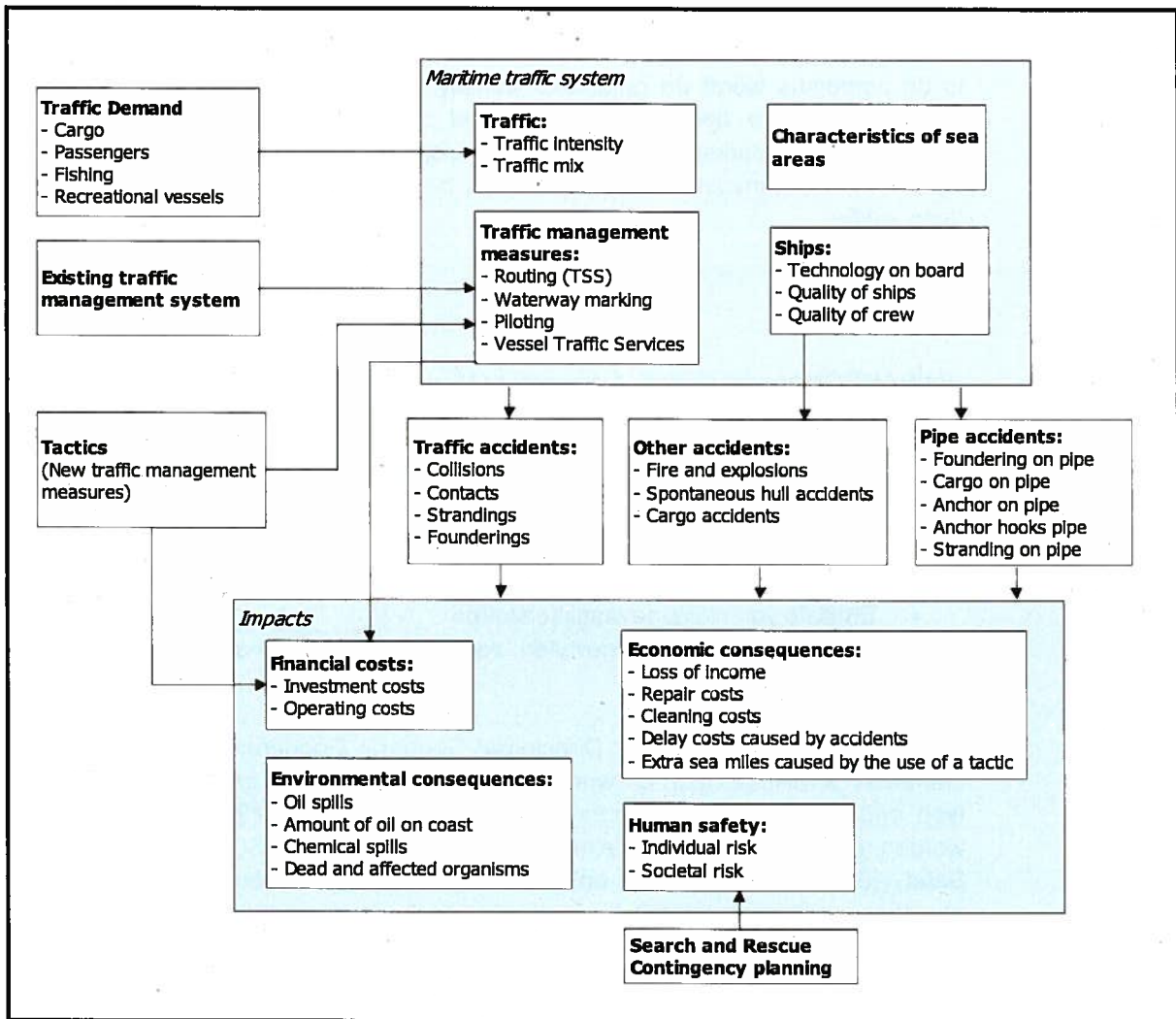
3.1 SAMSON

Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van maatregelen ten aanzien van de scheepvaart. De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor Directoraat-Generaal Goederenvervoer (nu Directoraat-Generaal Bereikbaarheid) 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 [1]. In de executive summary van POLSSS, Policy for Sea Shipping Safety [2], wordt beschreven op welke wijze SAMSON gebruikt is om de kosten en gevolgen van een groot aantal beleidsmaatregelen te voorspellen.

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 ongevals-kansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevals-frequentie 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 Systemdiagram SAMSON

3.2 Effect van het windpark

De aanleg van een windpark heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windpark, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windpark op minimaal 500 meter afstand passeren. Dit betekent dat dit schip **hinder** ondervindt van het windpark. Er zijn echter meer gevolgen. Doordat het schip een andere route neemt krijgen de scheepvaartroutes buiten het windpark een hogere (misschien fractioneel) 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.

Er treden echter ook nieuwe typen ongevallen op, namelijk **aanvaringen** en **aandrijvingen** met een windturbine van het windpark. In SAMSON worden dit soort ongevallen aangeduid met respectievelijk **rammings** en **drifting contacts**;

- Een **ramming** (aanvaring) is het gevolg van een navigatiefout, wanneer de navigator van een schip, dat op ramkoers ligt met een windturbine van het windpark, niet of te laat reageert. Een navigatiefout kan verschillende oorzaken hebben, zoals; onwetendheid, het niet zien van het windpark, het niet aanwezig zijn op de brug, onwel worden en niet kunnen reageren etc. De snelheid bij de aanvaring is hoog.
- Een **drifting** (aandrijving) treedt op wanneer een schip door een machinestoring niet meer manoeuvreerbaar is. In eerste instantie zal men proberen voor anker te gaan, maar indien dit niet mogelijk is, is het schip overgeleverd aan wind, golven en stroom. Een driftend schip kan vervolgens tegen een windturbine van het windpark komen zonder dat men dit aan boord kan voorkomen. De aanvaring is dwarsscheeps en de snelheid gering.

Deze ongevallen komen voort uit het scheepvaartverkeer rondom het windpark en **behoeven niet noodzakelijkerwijs** tot de groep schepen beperkt te blijven die door het gebied van het windpark voeren toen dat er nog niet was.

Om de effecten van het windpark op de scheepvaart te kunnen berekenen moet de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd worden. De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 m passeren. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van het windpark wordt daarom een nieuwe verkeersdatabase aangemaakt, waarin het veranderde vaarpatroon wordt opgenomen. Vervolgens kunnen de ongevalsmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart. Op basis van de nieuwe verkeersdatabase wordt een complete **risicoanalyse** uitgevoerd. Dit houdt in dat het *veranderde* risico voor de scheepvaart wordt bepaald ten gevolge van de veranderingen in de verkeersafwikkeling rond het windpark. Daarboven wordt het door het windpark geïntroduceerde nieuwe risico, namelijk de kans op een aanvaring of aandrijving van het windpark bepaald.

3.3 Modelinvoer en uitgangspunten

De volgende uitgangspunten, zijnde 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 koopvaardij schepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

3.3.1.1 Routegebonden verkeer

Het *routegebonden* verkeer is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels beweegt het grootste deel van deze schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegnetwerk 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. Dit aandeel is echter zeer klein aangezien de links met elkaar alle kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten; er wordt rekening gehouden met ondieptes, diepgang van schepen en andere obstakels.

De linkstructuur gaat uit van de nieuwe routestructuur op de Noordzee, zoals deze vanaf 1 augustus 2013 geldt. In deze routestructuur is al rekening gehouden met de mogelijke ontwikkeling van windparken in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).

De intensiteiten (aantal schepen dat per jaar passeert) op de scheepvaartroutes zijn bepaald door alle scheepsreizen van een jaar die geheel of gedeeltelijk over de Noordzee hebben plaatsgevonden, toe te wijzen aan deze links. Al deze scheepsreizen worden door Lloyd's List Intelligence (voorheen Lloyd's Marine Intelligence Unit) verzameld. De laatste keer dat deze informatie ten behoeve van SAMSON is gekocht en verwerkt, betrof alle scheepsreizen van het jaar 2012. Bij het toewijzen van het verkeer worden de aantallen schepen varende van vertrekpunt A naar bestemming B uit 2012 gerouteerd over de huidige routestructuur. Het aantal scheepsreizen per scheepstype tussen verschillende vertrekpunten en bestemmingen is sinds 2012 niet wezenlijk veranderd. Deze scheepsreizen zijn derhalve een goed uitgangspunt.

Op basis van deze verkeersintensiteiten van 2012 is een voorspelling gemaakt voor de intensiteiten in 2020 aan de hand van de groei in het zeegebied tussen Antwerpen en Hamburg in de periode 2000 tot 2012. De gemiddelde groei in het Antwerpen-Hamburg zeegebied in deze periode laat een daling zien van 0,4% in het aantal scheepsbewegingen en een groei van 3,6% in de scheepsgrootte, maar toont aanzienlijke verschillen voor de verschillende scheepstypes en scheepsgroottes. Met deze verschillen wordt rekening gehouden in de verkeersdatabase voor 2020. De afname in het aantal scheepsbewegingen heeft met name in de laatste jaren plaatsgevonden als gevolg van de crisis, in de studie "Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied Hollandse Kust" [3] werd namelijk nog een groei in de scheepsbewegingen gezien van 0,5% per jaar. Toen werden de aantallen uit 2000

vergeleken met die van 2008. Verwacht wordt dat in ieder geval tot 2014 het aantal scheepsbewegingen nog afneemt als gevolg van de crisis en schaalvergroting in de scheepvaart, zoals ook blijkt uit de resultaten van de studie "Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel" [4], maar dat het aantal scheepsbewegingen in de komende jaren weer toe zal nemen.

In deze studie wordt daarom opnieuw uitgegaan van een groei van 0,5% per jaar ten opzichte van het niveau in 2012. Dit niveau is lager dan het aantal scheepsbewegingen in 2008, de uiteindelijke intensiteiten in 2020 zullen daarmee lager uitkomen dan eerder werd verwacht [3]. Daarnaast is de verwachting dat de intensiteiten van de verkeersdatabase voor 2020 pas enkele jaren later worden bereikt vanwege de huidige crisis.

Voor de verschillende kavels in het gehele windenergiegebied wordt één aangepaste verkeersdatabase gegenereerd, waarbij ervoor wordt gezorgd dat het *routegebonden* verkeer niet door de kavels van het windenergiegebied vaart. Deze keuze wordt in Hoofdstuk 4 verder onderbouwd aan de hand van een verkeersanalyse met AIS. Ook de ruimte tussen de kavels wordt afgesloten voor verkeer¹, aangezien er tussen de kavels te weinig ruimte over blijft voor scheepvaartverkeer, en het waarschijnlijk is dat bij een toekomstig kavelbesluit meerdere kavels mogen worden gerealiseerd en niet slechts een enkele kavel. De aanvaar- en aandrijfkansen voor de turbines worden alleen bepaald voor de aangepaste verkeersdatabase, de database waarbij de kavels vrijgemaakt zijn van 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 nog vaak heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer door middel van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd. De gemiddelde dichtheid in 8 bij 8 km gridcellen is gebaseerd op de aantallen voortgekomen uit verschillende bronnen. Een daarvan is het VerkeersOnderzoek Noordzee Visuele Identificatie (VONNOVI). VONNOVI is gebruikt voor de validatie van de scheepvaartroutes van het *routegebonden* verkeer en voor het bepalen van de benodigde dichtheden van het *niet-routegebonden* verkeer.

Tijdens een VONNOVI-vlucht werd een aantal raaien afgevlogen. Zodra men een schip dat binnen een raai voer zag, werd de positie en de scheepsnaam genoteerd. Later werden andere scheepskenmerken toegevoegd en werden alle waarnemingen verwerkt.

Voor een groot gedeelte van de niet-routegebonden scheepvaart kan inmiddels op basis van AIS een betere verdeling bepaald worden, aangezien steeds meer niet-routegebonden schepen al dan niet verplicht zijn uitgerust met een AIS-transponder. Dit geldt echter nog niet voor alle schepen (bijvoorbeeld recreatie en sportvissers).

Voor de berekeningen van het niet-routegebonden verkeer wordt gebruik gemaakt van de verkeersdichtheid voor de visserij, supply-, werk- en recreatievaart gebaseerd op verschillende bronnen (zie [9] voor een uitgebreidere beschrijving):

¹ Behalve de oost-west corridor door het windenergiegebied tussen kavels I en II. Deze wordt beschreven in Hoofdstuk 4.

- Recreatievaart: VONNOVI-vluchten van 1999-2001. Voor deze groep schepen is geen recente en volledige alternatieve databron beschikbaar. De AIS-data geeft een veel lager gemiddeld aantal aanwezige recreatieschepen dan de VONNOVI-data. Daarnaast is gebleken uit vergelijking dat de verdeling van deze schepen over de Noordzee nagenoeg gelijk blijft (zie [9]).
- Visserij: AIS-data van 2014. Aangezien het niet bekend is hoe de visserij zich verder ontwikkelt is er geen verdere afname of toename van de visserij gemodelleerd voor de situatie in 2020. Het overgrote deel van de niet-routegebonden scheepvaart bestaat uit vissers.
- Werk- en supplyvaart: AIS-data van 2014. Deze data bevatten veel meer werk- en supplyschepen dan de VONNOVI-data vanwege een toename in dit verkeer. De verdeling van deze schepen over het NCP (inclusief Waddenzee) en BCP is nu actueler dan in voorgaande studies.

3.3.2 Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende ongevallen. Om het effect van beide windparken voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van de windparken wordt het aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor worden de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine)
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Om het effect van de windparken voor de scheepvaart buiten de windparklocaties te kwantificeren, wordt het risiconiveau met en zonder de windparken vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur; het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer, wordt nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen worden de volgende modellen gebruikt:

- Schip-schip aanvaringen
- Stranden
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

De effecten op de aanvaar- en aandrijfkansen voor platformen en pieren als gevolg van een verandering in de verkeersafwikkeling worden in deze studie niet berekend. De platformen en pieren op de Noordzee liggen namelijk zo ver van het windenergiegebied en de gewijzigde verkeersstromen af waardoor deze kansen niet veranderen.

3.4 Gevolgschade

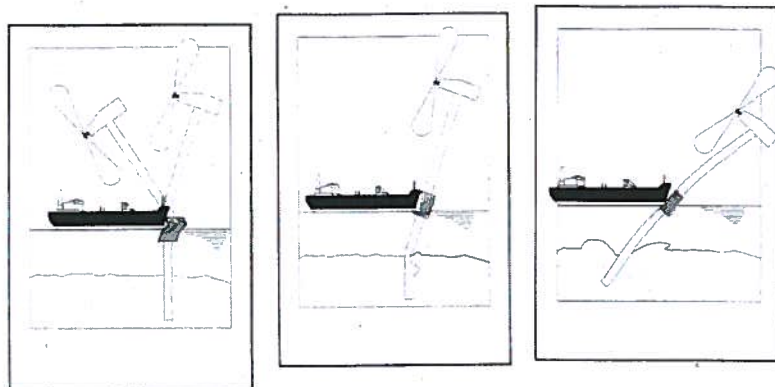
Als gevolg van een aandrijving of een aanvaring van een windturbine kan schade ontstaan, zogenaamde gevolgschade. Deze schade bestaat uit schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade als gevolg van een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel als gevolg van de aanvaring/aandrijving.

Van de schepen welke in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de maximale energie aanwezig in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen de schade aan het schip te bepalen die in aanvaring met een ander schip of een object komt. Uitgangspunt is dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De aanwezige energie in varende of driftende schepen is voor deze studie ook bepaald en wordt gepresenteerd per scheepstype met de daarbij behorende kansen van optreden.

3.4.1 Schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van de windturbines is onderzocht [5]. Hieruit bleek dat voor bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. 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) omver geduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.



Figuur 3-2 Figuren van de verschillende bezwijkvormen.

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 per scheepsgrootte. Ook wordt in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in [5] is gebruikt. Het bovenste deel van Tabel 3-1 geldt wanneer de turbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de turbine te doen knikken. Pas vanaf een scheepsgrootte van 1000 GT kan dit optreden (kans 5-10%) en bij schampen treedt dit pas op bij 1600 GT. Bij aandrijven is de energie onvoldoende om de turbine te doen knikken.

Bij de frontale en de frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg van het schip, maar 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 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.*

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
	Tur-bine	Schip	Tur-bine	Schip	Tur-bine	Schip	Tur-bine	Schip	Tur-bine	Schip	Tur-bine	Schip	
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos ¹	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						

¹ GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aandeel	Beschadiging		Aandeel	Beschadiging		Aandeel	Beschadiging		Aandeel	Beschadiging	
Turbine	Schip		Turbine	Schip		Turbine	Schip		Turbine	Schip			
Scharnieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

3.4.2 Milieuschade

Voor het bepalen van de kans op een uitstroom van olie is gebruik gemaakt van de schadematrix in Tabel 3-1. De uitstroom van ladingolie en bunkerolie kan dus optreden nadat een schip groter dan 1000 GT tegen een windturbine aandrijft en er een gat in de scheepshuid wordt aangenomen. In de praktijk zal de windturbine echter niet vol (centraal) geraakt worden maar met de voor- of achterkant van het schip, waardoor een deel van de botsingsenergie wordt omgezet in een rotatie van het schip. In de tabel is dit aangegeven als 'lateraal excentrisch', en is te zien dat dit niet wordt beschouwd in de berekeningen (0%). De berekening van de olie-uitstroom is dus een 'worst-case' benadering. Wanneer de kans op een olie-uitstroom en de hoeveelheid uitstroom een belemmering zouden vormen voor het al dan niet bouwen van offshore windparken, dan verdient deze schadematrix verdere aandacht.

De volgende kanttekeningen kunnen bij deze modellering worden gemaakt:

- Het gebruik van een monopile zonder uitsteeksels zal minder vaak tot een gat in de scheepshuid leiden dan een jacket of een monopile met een platform met andere attributen.
- Bij het bepalen van de uitstroom van ladingolie is uitgegaan van enkelwandige olietankers. De praktijk, autonome ontwikkeling, is dat deze enkelwandige olietankers bijna uitgefaseerd zijn op de Noordzee en zijn vervangen door dubbelwandige tankers. De kans dat er een gat in een ladingtank zal ontstaan bij een aandrijving van een windturbine is bij een dubbelwandige tanker kleiner. Dit betoog gaat niet op voor de kans op een uitstroom van bunkerolie omdat de meeste andere schepen niet dubbelwandig zijn uitgevoerd en de brandstoftank dus meestal enkelwandig is uitgevoerd. Dit betekent dat vooral de kans en hoeveelheid uitstroom van ladingolie minder zal zijn dan met het huidige model wordt berekend. De frequentie voor de uitstroom van bunkerolie zal niet veel afnemen.

In studies voor Duitse en Deense windparken wordt door de Germanischer Lloyd AG aangenomen dat iedere aandrijving en aanvaring leidt tot een gat in de scheepshuid met daaruit mogelijk een uitstroom. Det Norske Veritas veronderstelt alleen een mogelijke uitstroom na een aandrijving, maar laat niet iedere aandrijving tot een uitstroom leiden. Dit lijkt op de aanname zoals in de schadematrix Tabel 3-1 is verwerkt, waarin iedere aandrijving van een schip boven 1000 GT tot een gat leidt, maar of dit vervolgens ook tot een uitstroom leidt hangt af van waar het schip wordt geraakt, of het een lading of ballasttank betreft en of het schip geladen is.

Door de technische universiteit Hamburg-Harburg zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij is aangetoond dat er geen gat zal ontstaan in de ladingtank bij een dubbelwandig schip.

Gezien de ontbrekende praktijkgevallen blijft een conservatieve benadering van de olie-uitstroom gewenst. Wel mag geconcludeerd worden dat de uitstroom van ladingolie door de invoering van de dubbelwandige tankers bij aandrijvingen van windturbines beduidend minder kan zijn dan met de huidige worst-case NSW-schadematrix wordt berekend.

Behalve olie uit het schip kan er ook een zeer geringe hoeveelheid olie in het water van de windturbine zelf wanneer deze omvalt of bezwijkt. De verontreiniging bestaat uit 250 liter minerale olie (qua viscositeit en verdamping vergelijkbaar met de SAMSON-categorie ladingolie) en maximaal 100 liter dieselolie (qua viscositeit en verdamping vergelijkbaar met SAMSON-categorie bunkerolie).

3.4.3 Bepalen van persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel is voor een aanvaring/aandrijving alleen 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 en hierbij slechts geringe schade aanrichten.
 - 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. In werkelijkheid is deze kans veel kleiner, aangezien vrijwel alleen bij vissersschepen bemanning aan dek te vinden is, maar deze groep zit vrijwel niet in de groep schepen die de mast doet 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.

Het persoonlijk letsel doordat mensen vallen door de klap zelf is niet gemodelleerd, ook niet voor de kleine schepen die frontaal tegen de bescherming van de mast varen waarbij het schip (recreatievaartuig) volledig vernield wordt. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen ook onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur

Het gebied van een windpark indien het eenmaal gebouwd is, vormt een "verboden" gebied voor alle scheepvaart groter dan 24m (met uitzondering van reparatie/onderhoudsvaartuigen). Het is dus goed mogelijk dat schepen een andere route moeten volgen dan voor de bouw van het windpark. Hierdoor verandert het verkeersbeeld rond het windpark met een mogelijke verandering in de scheepvaartveiligheid als gevolg. Het aantal afgelegde scheepsmijlen kan door de aanwezigheid van het windpark toenemen.

De verandering in de scheepvaartveiligheid, de toename van de afgelegde scheepsmijlen, de extra kosten en de CO₂-uitstoot worden berekend door de resultaten voor de verkeerssituatie met het windpark te vergelijken met de situatie zonder windpark, de zogenaamde autonome situatie.

In de POLSSS (POLicy for Sea Shipping Safety) studie [2] voor het Directoraat-Generaal Goederenvervoer (DGG) (nu directoraat-Generaal Bereikbaarheid) is gebruik gemaakt van een scorekaart voor het weergeven van effecten voor de scheepvaart van maatregelen. De aanwezigheid van een windpark heeft over het algemeen invloed op de verkeersafwikkeling en heeft daardoor effect op de veiligheid voor de scheepvaart. Vanuit de POLSSS-scorekaart is de windpark-scorekaart afgeleid door een aantal (voor een windpark) nauwelijks ter zake doende items te verwijderen.

Scorekaart

De resultaten voor de situatie met een windpark worden steeds vergeleken met de nulsituatie voor het windpark, zijnde de situatie zonder windpark.

Voor ieder item van de scorekaart wordt het totaal resultaat voor de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) gegeven voor de situatie met het windpark. Van ieder item wordt ook het **effect van het windpark** bepaald, dus het resultaat van de situatie met het windpark minus de situatie zonder windpark. Om een idee te vormen van wat het *effect van het windpark* betekent, wordt de procentuele verandering van de situatie met het windpark ten opzichte van de autonome situatie gegeven.

De scorekaart bevat de volgende items.

Algemeen:

Per scheepstype wordt het gemiddelde aantal aanwezige schepen in de EEZ gegeven. Omdat de mogelijkheid bestaat dat schepen moeten "omvaren" door de aanwezigheid van het windpark, betekent dit dat het schip "langer" op zee is en dus het gemiddeld aantal aanwezige schepen toeneemt.

Veiligheid:

- Het aantal schepen (routegebonden en niet-routegebonden) dat per jaar betrokken is bij een aanvaring tussen schepen.
- Het aantal strandingen per jaar als gevolg van een navigatiefout
- Het aantal strandingen per jaar als gevolg van een motorstoring (driften)
- Het aantal schepen dat gemiddeld per jaar zinkt
- Het verwachte aantal incidenten per jaar dat er door externe omstandigheden een gat in de huid ontstaat, waardoor bijvoorbeeld olie in zee kan stromen
- Het totale aantal ongevallen per jaar

3.6 Cumulatieve effect

Naast de windparken beschreven in dit rapport wordt een aantal andere windparken gebouwd op de Noordzee. Het cumulatieve effect van deze windparken op de verkeersveiligheid wordt, in tegenstelling tot sommige eerdere veiligheidsstudies, niet apart inzichtelijk gemaakt, maar wordt als basissituatie beschouwd. De nieuwe routestructuur die vanaf 1 augustus 2013 van kracht is gegaan, houdt namelijk al rekening met deze windparken. Het cumulatieve effect dat deze toekomstige windparken kunnen hebben op de scheepvaartroutes, wordt dus al opgevangen door de nieuwe routestructuur. Tevens wordt er in de berekeningen voor kavel IV gecumuleerd over de overige kavels in het windenergiegebied; de routestructuur voor kavel IV verandert nauwelijks als de overige kavels niet bebouwd worden. De impact van deze verandering wordt kwalitatief beschouwd.

3.7 Kruisende scheepvaart

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 belemmeren dit zicht. 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 waar zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate waar 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" [8] (artikel 8) eisen dat men tijdig en duidelijk actie onderneemt op basis van betrouwbare informatie.

In dit hoofdstuk wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te ondernemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is een willekeurig windpark¹ 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 (zie Figuur 3-5). De simulatorrun is zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zal plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder 'kruispunt' genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag is of de navigator in staat is om het andere kleine (om het probleem te vergroten) schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen.

Er is specifiek voor dit "worst-case" scenario gekozen omdat een schip in de ontmoetingssituatie, om een aanvaring te voorkomen, in eerste instantie naar stuurboord zal uitwijken. Hier doet zich dan een probleem voor omdat het windpark zich

¹ Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet het specifieke windpark dat in deze studie wordt onderzocht.

aan deze kant bevindt. Figuur 3-3 en Figuur 3-4 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 3-3 is nog geen tweede schip te zien en in Figuur 3-4 is het tweede schip wel aanwezig (herkenbaar aan het rode stipje juist onder de horizon, links van de rij windturbines op 3/4 van de figuur). Het feit dat het tweede schip slecht te zien is, komt meer door de foto dan door de verstoring van de windturbines.

Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

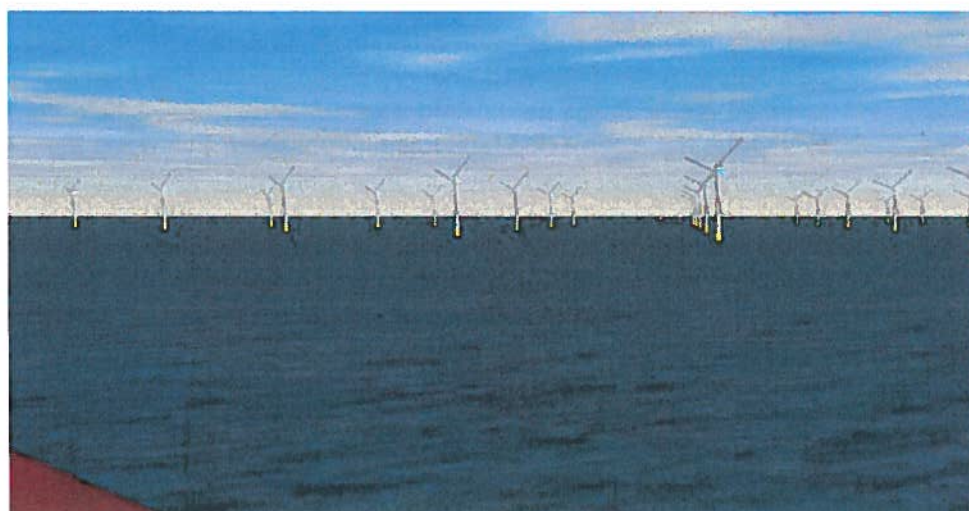
1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windpark;
3. Afstand tot het windpark.

Op de simulator zijn drie windparken gemodelleerd:

1. een windpark met de windturbines op de hoekpunten van vierkanten;
2. een windpark met een versprongen opstelling;
3. een windpark zoals in de eerste optie, maar dan met een scherpe punt van 45°.



Figuur 3-3 **Windpark gezien vanaf het eigen schip**



Figuur 3-4 **Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld**

De runs zijn uitgevoerd voor een passageafstand van 500 meter en 1000 meter voor beide schepen. In de vele runs die uitgevoerd zijn op de simulator, kon het schip steeds tijdig gesignaleerd worden, zowel visueel als op de radar. Dit geeft echter geen garantie voor de praktijk, aangezien het moeilijk is alle omstandigheden waaronder radarverstoring en valse echo's optreden, exact te simuleren. In de praktijk kunnen er bovendien meer schepen varen die de uitwijkmanoeuvre kunnen bemoeilijken. Op de simulator is bovendien bekend dat er een schip achter het windpark vaart, waardoor men beter oplet en eerder reageert dan in de praktijk. Verder dient wel opgemerkt te worden dat, hoewel de wettige passeerafstand (maximaal) 500 meter is, men in de praktijk op grotere afstand langs het windpark zal varen, juist om ervoor te zorgen dat men naar stuurboord kan uitwijken ("Preparedness" is een belangrijke eigenschap voor goed zeemansschap). Dit zal zeker worden gedaan door moeilijk manoeuvreerbare schepen. Bovendien komt de situatie zoals hier beschreven lang niet bij ieder windpark voor. Bij veel parken zorgt de normale scheepsafwikkeling, gegeven de herkomst en bestemming, vaak voor grotere afstanden tot het windpark dan de 500 en 1000 m die in de simulatorruns zijn gebruikt.

Op de aspecten voor het specifieke windpark van deze studie wordt in Hoofdstuk 0 ingegaan.

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.

Als vervolg op de simulatorstudie is gezocht naar een methode om de mate van zicht en radarverstoring op een andere manier te kwantificeren. Met andere woorden, een methode waarmee in ieder geval de grootteorde van het probleem kan worden gekwantificeerd, die gebruikt kan worden om verschillende windparken onderling op doorzichtbaarheid te vergelijken. De methode is opgezet voor zichtlijnen, maar het resultaat hiervan geldt tevens voor de radar. Met de radar kan zelfs iets achter het object worden gekeken, maar een radar heeft als nadeel dat er meer verstoringen optreden. De resultaten voor ieder windpark worden gegeven door een aantal kenmerken over schaduwstukken en zichtstukken in figuren weer te geven. In dit hoofdstuk worden vier generieke configuraties van het windpark beschouwd.

Het presenteren van het zicht, of eigenlijk de ondoorzichtbaarheid, is lastig. Wanneer men nog op grote afstand van het ontmoetingspunt zit, is men niet geïnteresseerd in de schepen die al vlakbij het kruispunt varen, omdat deze allang gepasseerd zijn op het tijdstip dat het eigen schip het kruispunt passeert. Evenzo is men vlakbij het kruispunt niet geïnteresseerd in schepen op grote afstand. Deze constatering is belangrijk bij het kwantificeren van de (on)doorzichtbaarheid. Dit betekent dat vooral doorzichtbaarheid is gewenst in het gebied dat zich op dezelfde afstand van het kruispunt bevindt. Natuurlijk is dit weer niet precies die afstand omdat de snelheden van beide schepen verschillen, maar over het algemeen kan worden gezegd dat dit het belangrijkste gebied is.

De berekeningen in dit generieke stuk zijn gemaakt voor vier opstellingen zoals weergegeven in Figuur 3-5, Figuur 3-6, Figuur 3-7 en Figuur 3-8, met een afstand van 450 m tussen de turbines. Het effect van de opstelling is nagegaan voor deze opstellingen waarbij de kruisende schepen op een afstand van 500 m van het windpark varen.

Niet de doorzichtbaarheid is weergegeven maar juist de ondoorzichtbaarheid is weergegeven, omdat dit beter aangeeft of een schip door het windpark heen gezien kan worden. De ondoorzichtbaarheid kan aangegeven worden in het aantal schaduwstukken van een zekere lengte. Een schip van 40 m kan altijd geheel of gedeeltelijk gezien worden wanneer de schaduwgrootte kleiner dan 40 m blijft en kan dus soms wegvallen bij grotere schaduwstukken. De schaduwstukken bewegen met het schip mee. Een schip zal daarom nooit constant in de schaduw blijven, maar het is duidelijk dat de kans om niet gezien te worden toeneemt met het aantal schaduwstukken, en groter wordt wanneer de schaduwstukken groter worden. Daarom is onderzocht hoe de frequentie van de schaduwstukken groter dan een bepaalde lengte verloopt. Voor de vier opstellingen zijn de schaduwstukken berekend, in stapjes van 0.1 nm op de aanvaarroute (van zuid naar noord) waarvan de resultaten worden getoond in Figuur 3-9 en in Figuur 3-10. Boven de plaatjes staat steeds wat wordt afgebeeld (y-as) als functie van de nog af te leggen weg van het schip tot aan het kruispunt (x-as, zie onderste plaatje). Deze figuren tonen het aantal schaduwstukken groter dan 10 m voor een bepaalde afstand x van het kruispunt voor het eigen schip op de vaarlijn van het andere schip op een even groot traject van x vanaf het kruispunt. Deze zelfde afstand x , waarvoor de schaduw bepaald wordt, is gekozen omdat de schaduwstukken op grote afstand niet meer belangrijk zijn wanneer het schip het kruispunt nadert. Wanneer de figuren doorlopen worden, dan kan voor een afstand op 4 nm van het ontmoetingspunt gezegd worden, dat het traject van het ander schip van 0 tot 4 nm voor het kruispunt:

- 40 schaduwstukken groter dan 10 m bevat;
- waarvan 10 schaduwstukken groter dan 20 m;
- waarvan 5 groter dan 30 m;
- waarvan 2 groter dan 40 m;
- een enkele schaduw groter dan 50 m;
- en de maximale schaduw ongeveer 70 m bedraagt.

De schaduwgroottes zijn berekend in stapjes van 0.1 nm op de aanvaarroute (van zuid naar noord). Het springen in de grafieken wordt veroorzaakt door deze discretisatie. Er kan geconcludeerd worden dat vanaf 4 nm voor het kruispunt schaduwen groter dan 50 m praktisch niet voorkomen. Ook het aantal schaduwen groter dan 40 m en groter dan 30 m blijft beperkt. Gezien ook nog de wisselingen in de posities van de schaduwen kan geconcludeerd worden dat een oplettende uitkijk ook een klein schip op tijd kan waarnemen. Er is zeker geen sprake van een blokkade van het zicht door het windpark vanaf deze afstand.

De figuren tonen dat er geen groot verschil is in de doorzichtbaarheid van de hier beschouwde opstellingen voor de windparken.

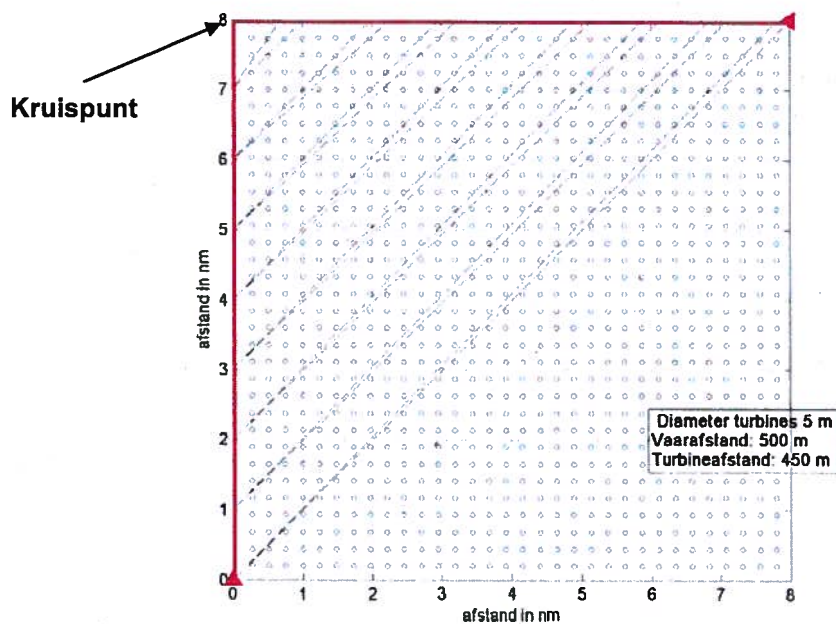
De doorzichtbaarheid verandert als de afstand tot het windpark groter wordt en ook wanneer de afstand tussen de windturbines anders wordt. Om dit te onderzoeken zijn er nog drie opstellingen met elkaar vergeleken, maar dan alleen voor de eerste opstelling met de windturbines in een vierkant. De eerste opstelling in Figuur 3-11 is gelijk aan die van Figuur 3-5. Figuur 3-12 bevat dezelfde opstelling maar dan voor een vaarafstand van 1000 m en Figuur 3-13 toont de opstelling die representatief is voor een windpark met een turbineafstand van 580 m en een diameter van 6 m. De plaatjes met de schaduw lengtes worden gegeven in Figuur 3-14 en Figuur 3-15. Hieruit is duidelijk te halen dat de rode lijn het beste is met de minste schaduwstukken, dus dat de vaarafstand een belangrijke factor is. Hierbij moet opgemerkt worden dat windcats vaak 16 meter en iets langer zijn, waardoor deze gemakkelijk wegvallen in de schaduwstukken die ontstaan als er kort langs een windpark gevaren wordt. De groene lijn ligt ook meestal onder de blauwe lijn, wat betekent dat een windpark met 580 m afstand tussen de turbines beter is dan een windpark met 450 m afstand tussen de

turbines. Door de toegenomen diameter wordt een deel van het voordeel echter weggenomen. Ook leidt de toegenomen diameter tot een iets grotere maximale schaduw.

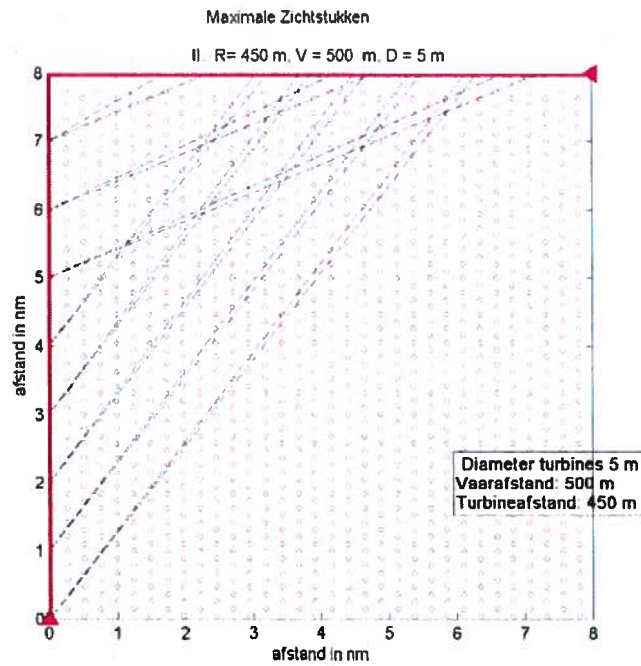
Conclusie

Uit het voorgaande kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

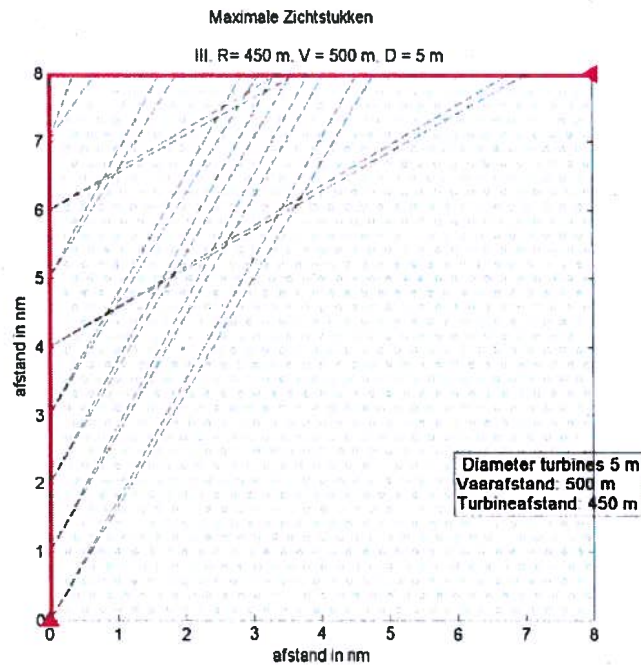
- De ondoorzichtbaarheid van een windpark is niet erg gevoelig voor de opstelling van de windturbines, mits regelmatig opgesteld in rijen, de versprongen opstelling heeft wel als voordeel dat er meer turbines op dezelfde oppervlakte kunnen worden geplaatst;
- De ondoorzichtbaarheid wordt bij langs varen kleiner wanneer de afstand tot het park groter wordt;
- De ondoorzichtbaarheid van een windpark met grotere afstand tussen turbines is iets minder groot, maar het voordeel van de grotere afstand tussen de windturbines kan deels tenietgedaan worden door een grotere diameter van de windturbine.



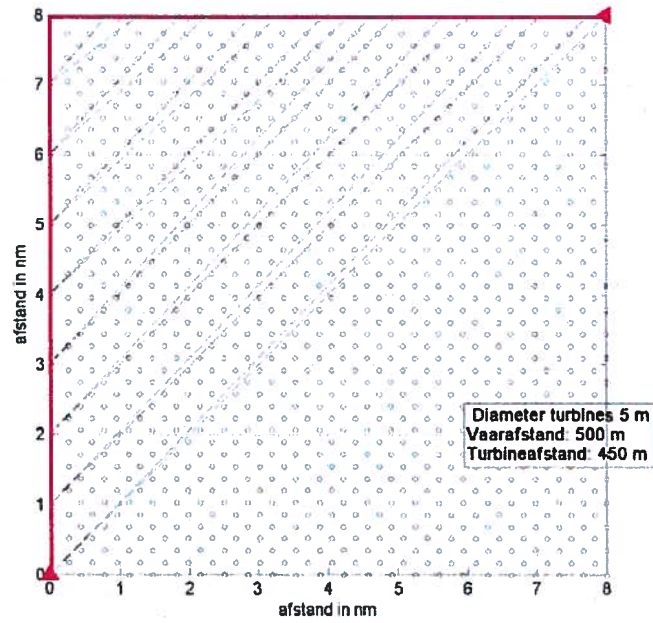
Figuur 3-5 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks (I)



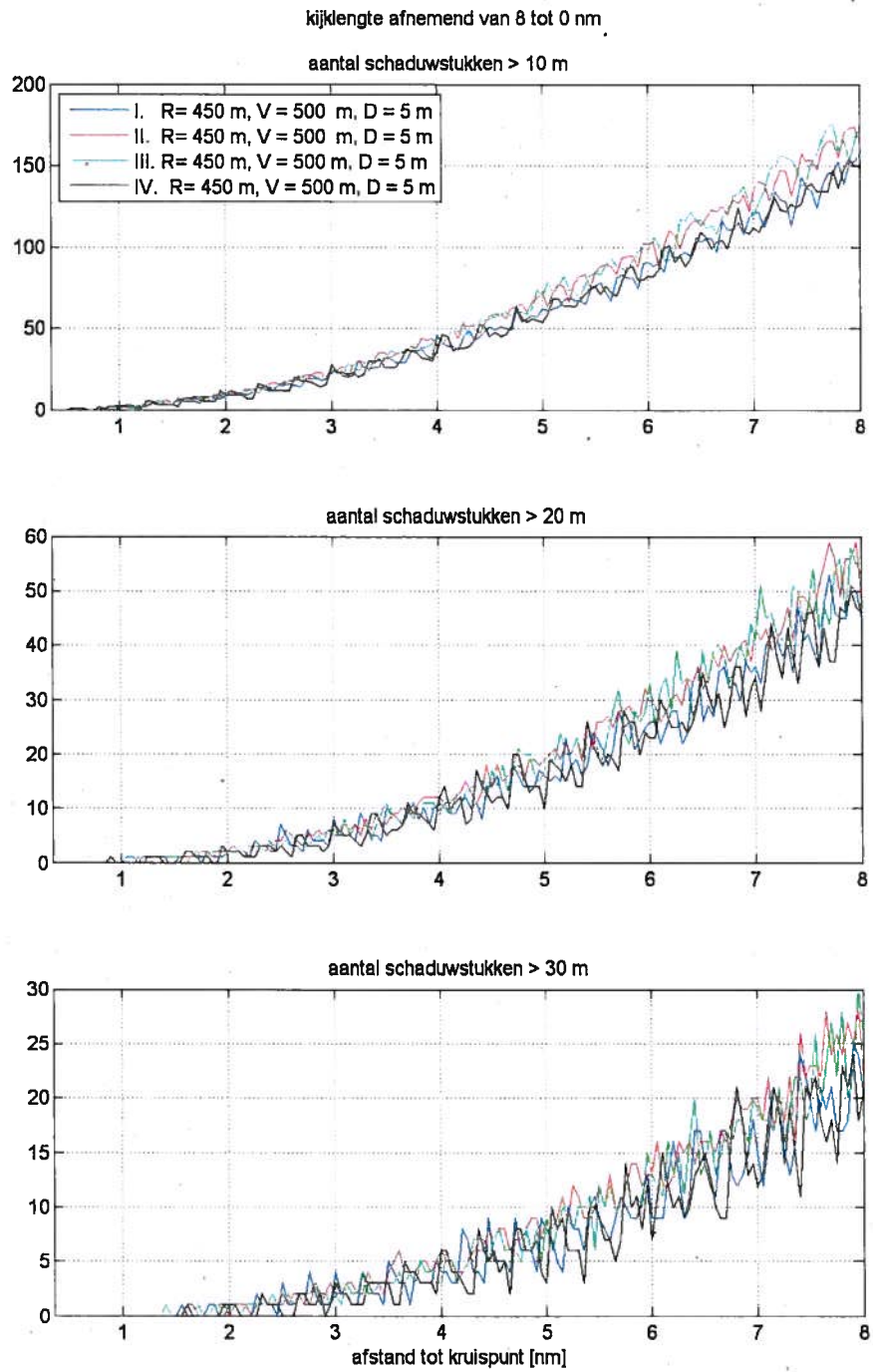
Figuur 3-6 Opstelling windturbines in dichte opstelling versprongen (II)



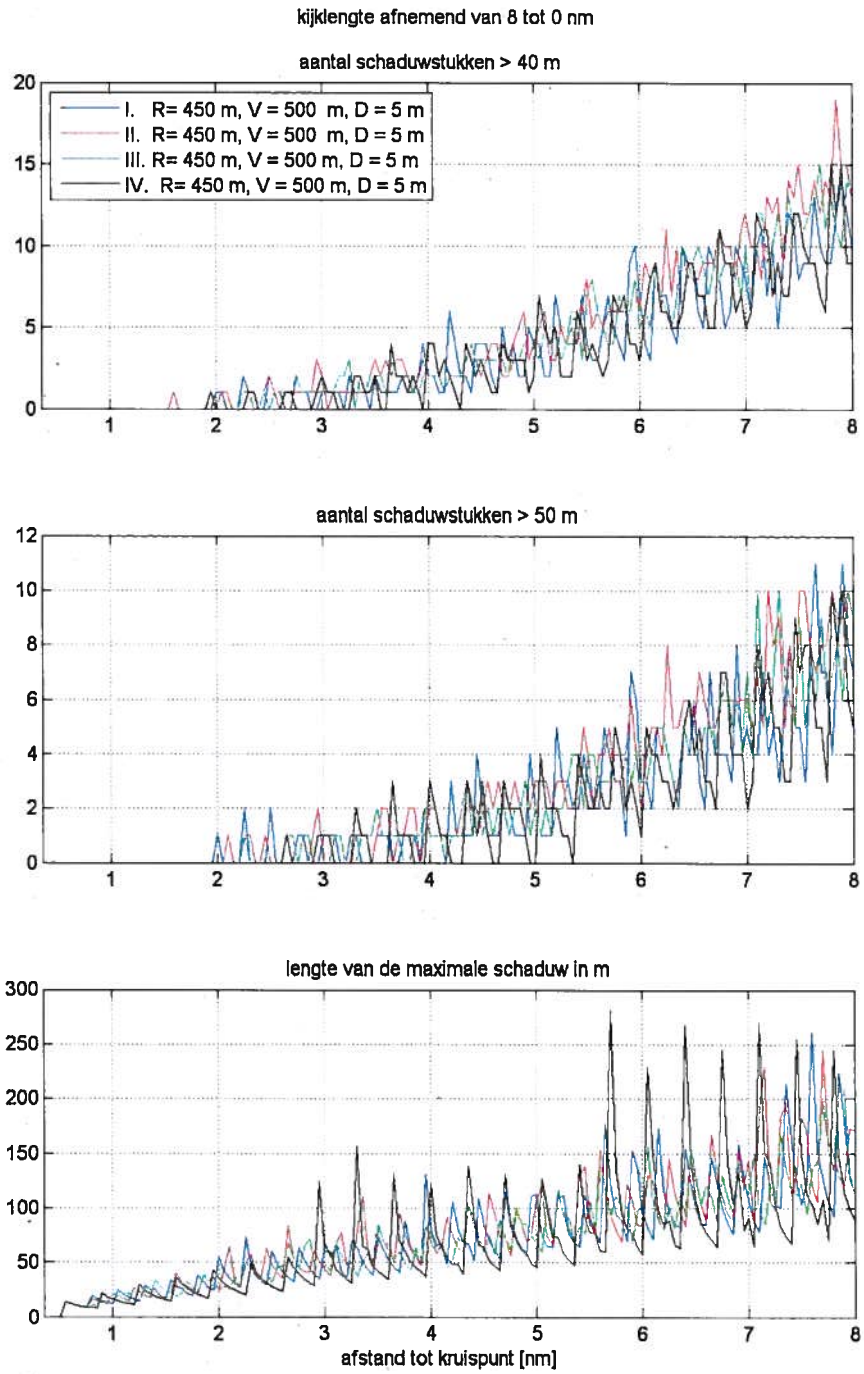
Figuur 3-7 Opstelling versprongen maar net als II maar 90° gedraaid (III)



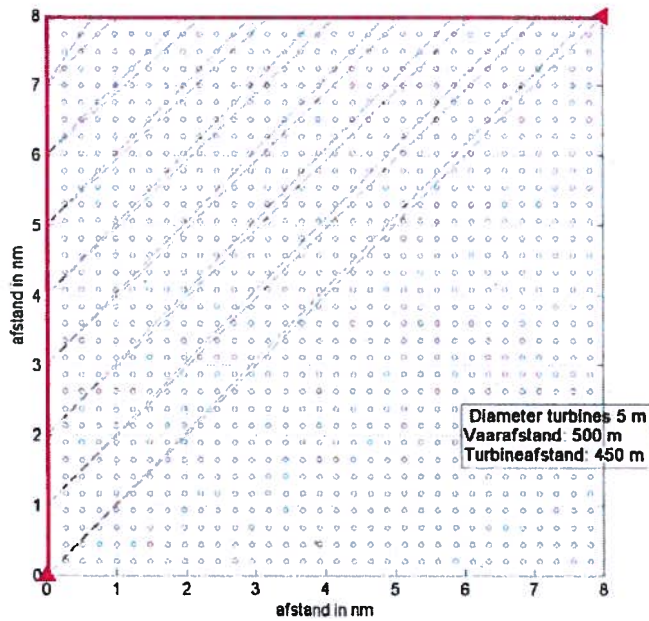
Figuur 3-8 *Opstelling vierkant als I maar dan 45° gedraaid (IV)*



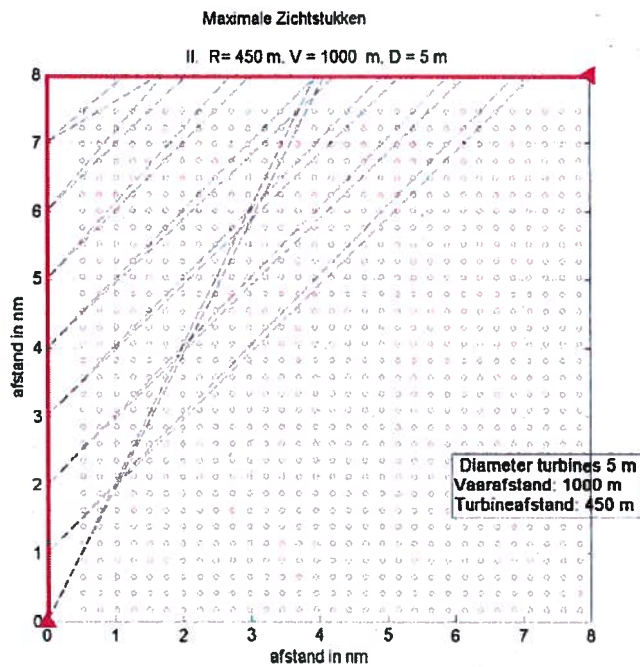
Figuur 3-9 **Schaduwstukken > 10 m, > 20 m en > 30 m**



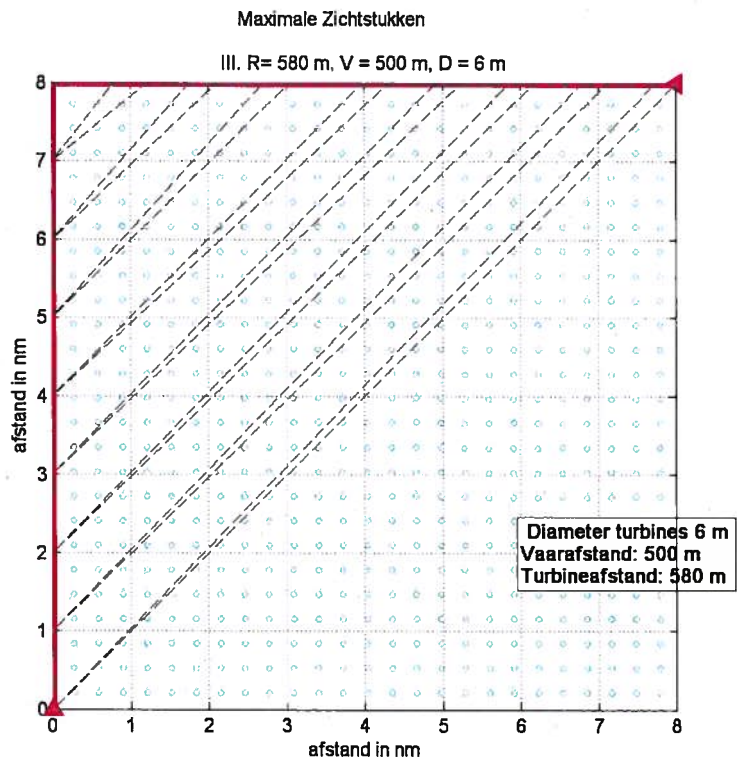
Figuur 3-10 **Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk**



Figuur 3-11 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 500 m

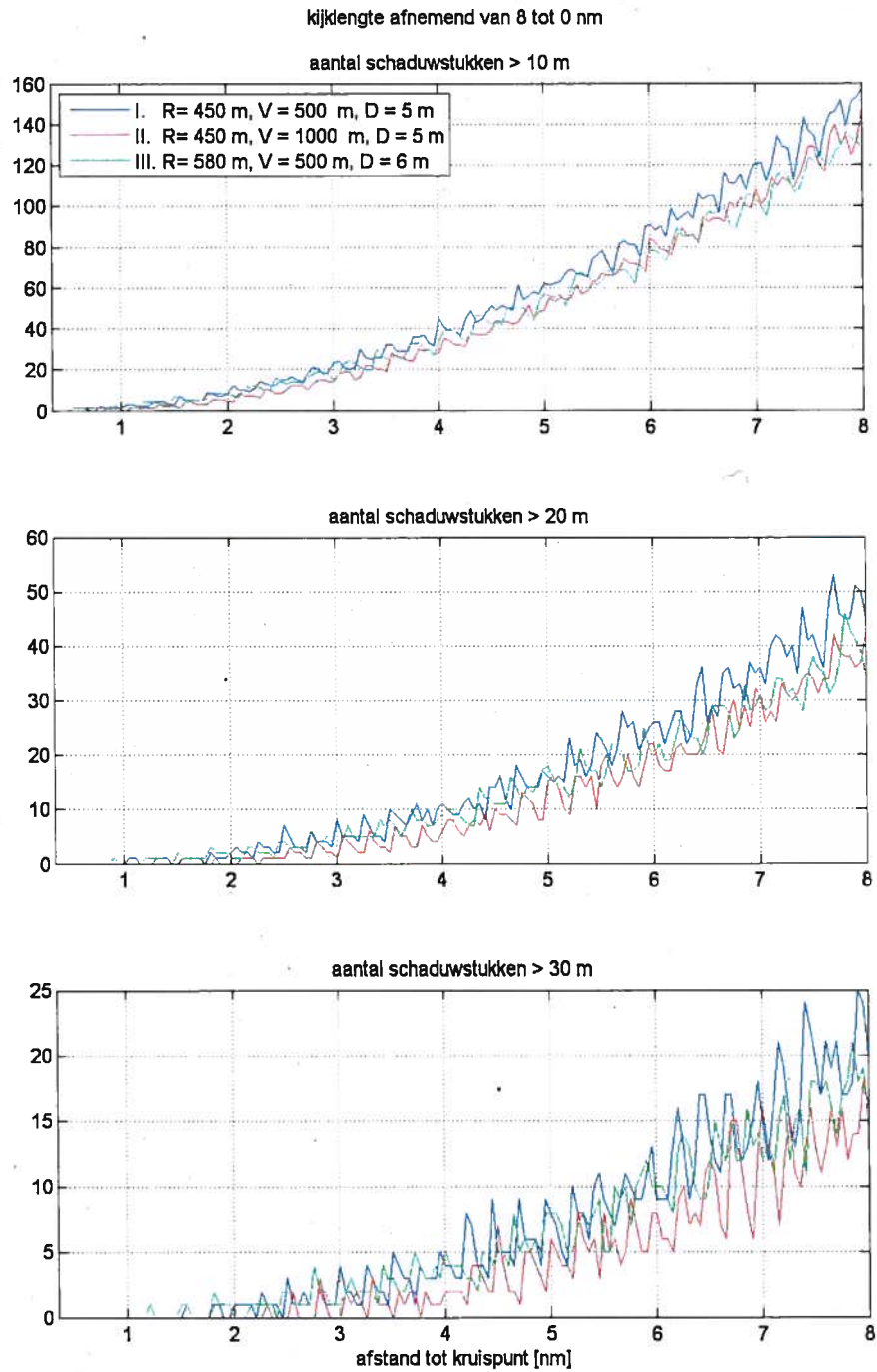


Figuur 3-12 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 1000 m

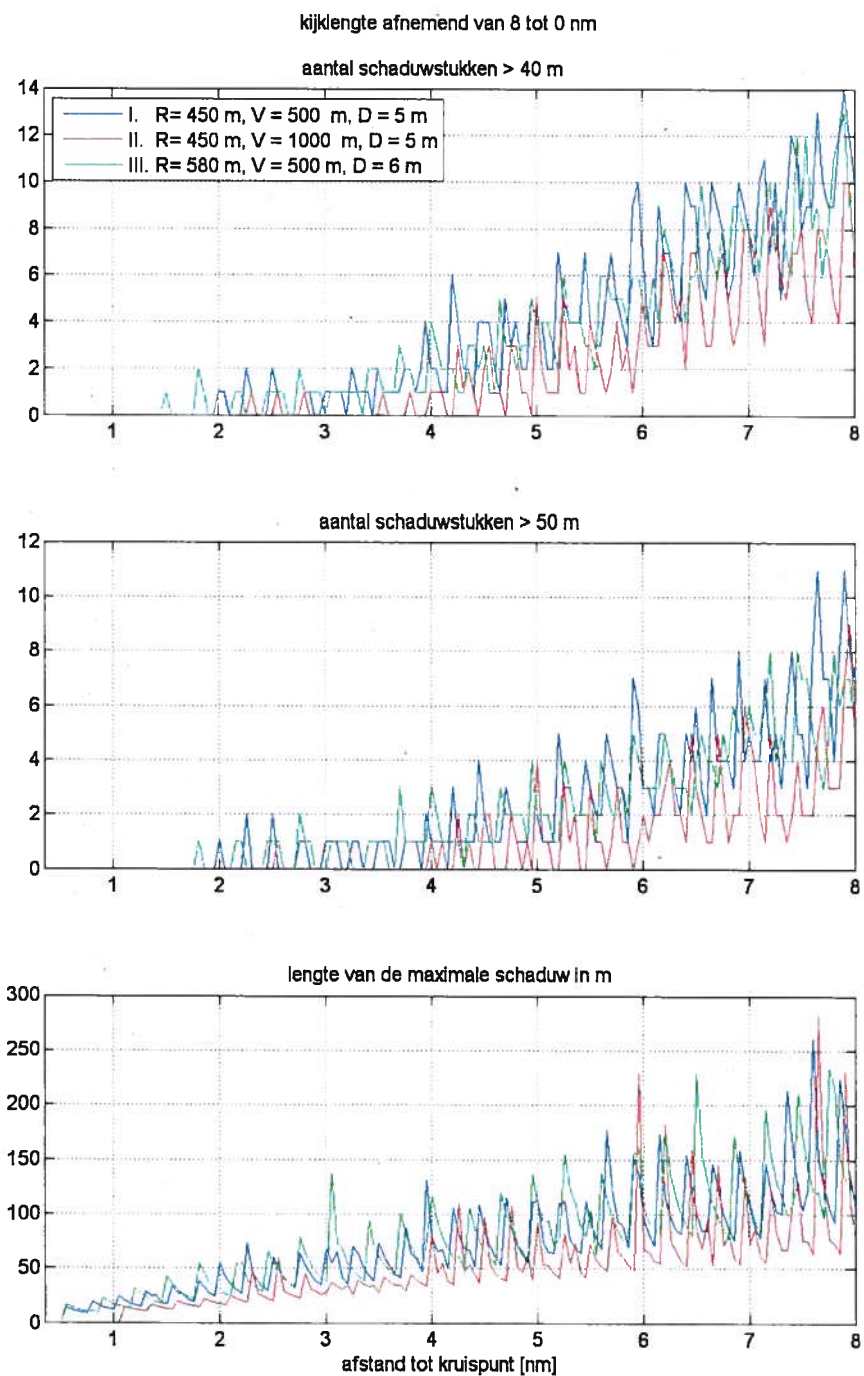


Figuur 3-13

Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, afstand tussen turbines 580 m en vaarafstand 500 m



Figuur 3-14 *Schaduw > 10 m, > 20 m en > 30 m lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse*



Figuur 3-15 **Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse**

4 VERKEERSANALYSE EN MODELLERING

Om een goed beeld te krijgen van de precieze verkeersstromen door en rond het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) en hoe deze stromen door de bouw van windparken in de kavels kunnen veranderen, is een analyse van AIS data uitgevoerd. De resultaten daarvan worden in 4.1 getoond en beschreven. In 4.2 wordt beschreven hoe het verkeer wordt gemodelleerd voor de huidige en toekomstige situatie.

4.1 AIS analyse verkeersstromen

Voor de periode van december 2014 tot en met november 2015 (één volledig jaar) zijn de AIS data verwerkt van schepen in de ruime omgeving van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In Figuur 4-1 is een verkeersdichtheidskaart te zien waarin het gemiddeld aantal aanwezige schepen per oppervlakte-eenheid wordt weergegeven. In deze kaart worden alleen de scheepstypen weergegeven die over het algemeen de scheepvaartroutes volgen (zie 3.3.1).

Te zien is dat de drukke verkeersroutes (de rodere verkeersstromen) ten westen en ten noorden van het windenergiegebied lopen. De ankergebieden Scheveningen en IJmuiden zijn herkenbaar als donker rode vlek ten zuid oosten en ten noorden van het windenergiegebied. In het reeds gebouwde windpark zijn de turbines herkenbaar door uitgezonden AIS signalen van enkele schepen die een bepaalde periode bij de turbines lagen. Ten oosten van Luchterduinen zijn in 2015 werkzaamheden verricht, en is werkverkeer zichtbaar (werkschepen zijn in principe niet-routegebonden schepen, maar sommige aanwezige werkschepen zijn van een ander type dat als routegebonden wordt beschouwd).

De figuur laat zien dat er in het windenergiegebied in verhouding tot de routes in de omgeving weinig schepen varen. Toch zijn licht gele stromen door het gebied van en naar (anker gebied) Scheveningen te zien, alsmede een lichte verkeersstroom ten oosten van, en parallel aan, het windenergiegebied.

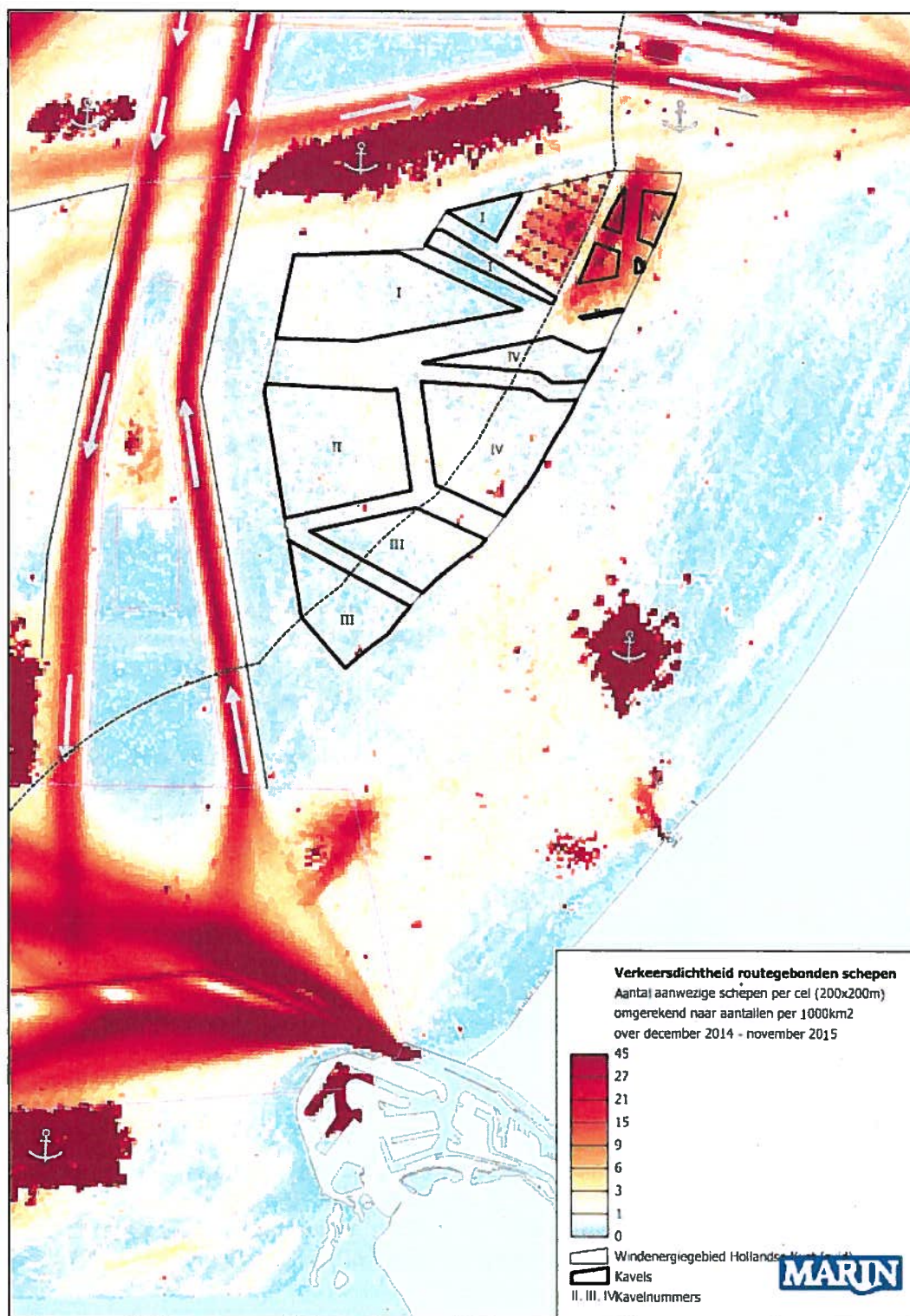
Om de richting van deze verkeersstromen duidelijker zichtbaar te maken en de aantallen passages en typen schepen op deze stromen te bepalen, zijn de scheepstracks verwerkt en geplot. Figuur 4-2, Figuur 4-3 en Figuur 4-4 laten alle tracks van routegebonden scheepstypen door en langs het windenergiegebied zien.

Figuur 4-2 toont alle scheepstracks gedurende het hele jaar op de meer gebruikelijke routes door het windenergiegebied. Behalve de verwachte verkeersbewegingen van en naar Scheveningen (426 schepen gedurende het jaar, met name tankers en vrachtschepen naar het anker gebied), is hierop een duidelijke stroom van vrachtschepen door het gebied te zien die vanuit IJmuiden richting Engeland varen. Hiervan zijn vanuit IJmuiden westwaarts 136 bewegingen geteld, en richting IJmuiden slechts 12. Deze schepen zijn niet langer dan 110m, en het betreft bovendien vaak hetzelfde schip.

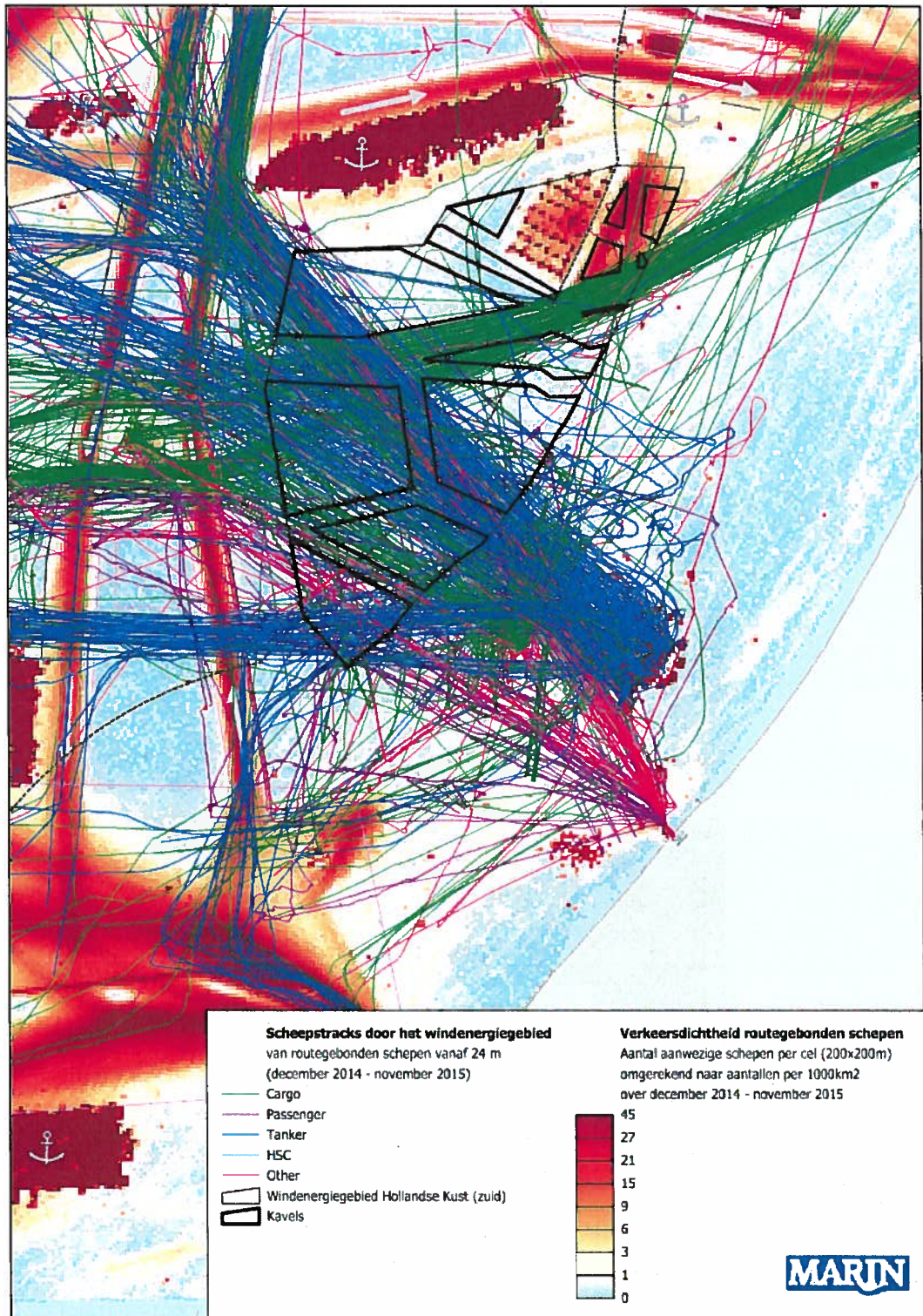
De tracks van het verkeer dat ten oosten van het windenergiegebied noord-zuid en vice versa vaart, is in Figuur 4-3 te zien. Dit betreft vooral kleinere vrachtschepen (tot ongeveer 110 meter) en overige routegebonden schepen. In totaal zijn noordwaarts (vanuit Rotterdam naar IJmuiden of verder langs de kust) 213 bewegingen geteld, en zuidwaarts 161.

Figuur 4-4 laat tenslotte de scheepstracks zien die buiten de gebruikelijke routes door het gebied gingen. Deze figuur is dus complementair aan Figuur 4-2 en is bedoeld om te

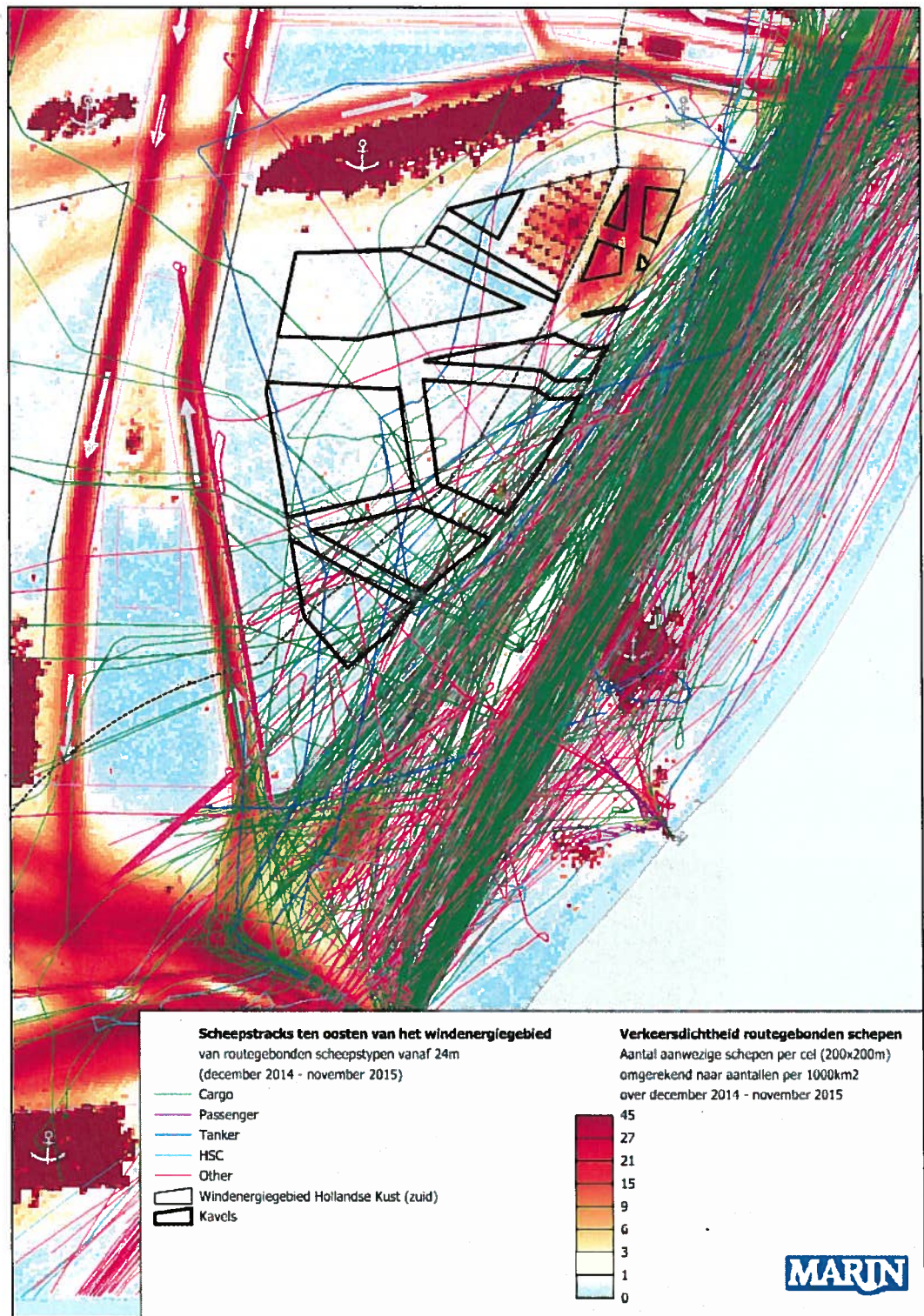
laten zien of er nog verkeersstromen over het hoofd zijn gezien. De figuur laat zien dat, buiten een relatief klein aantal willekeurige bewegingen door het gebied, er ten oosten van Luchterduinen inderdaad veel bewegingen van werkverkeer zijn, en ten zuiden van het ankergebied IJmuiden zijn veel tankerscheepen zichtbaar die dit gebied nu vaak kort gebruiken om zich te verplaatsen vanuit of richting ankergebied.



Figuur 4-1 Dichtheidskaart van routegebonden verkeer in de omgeving van het windenergiegebied

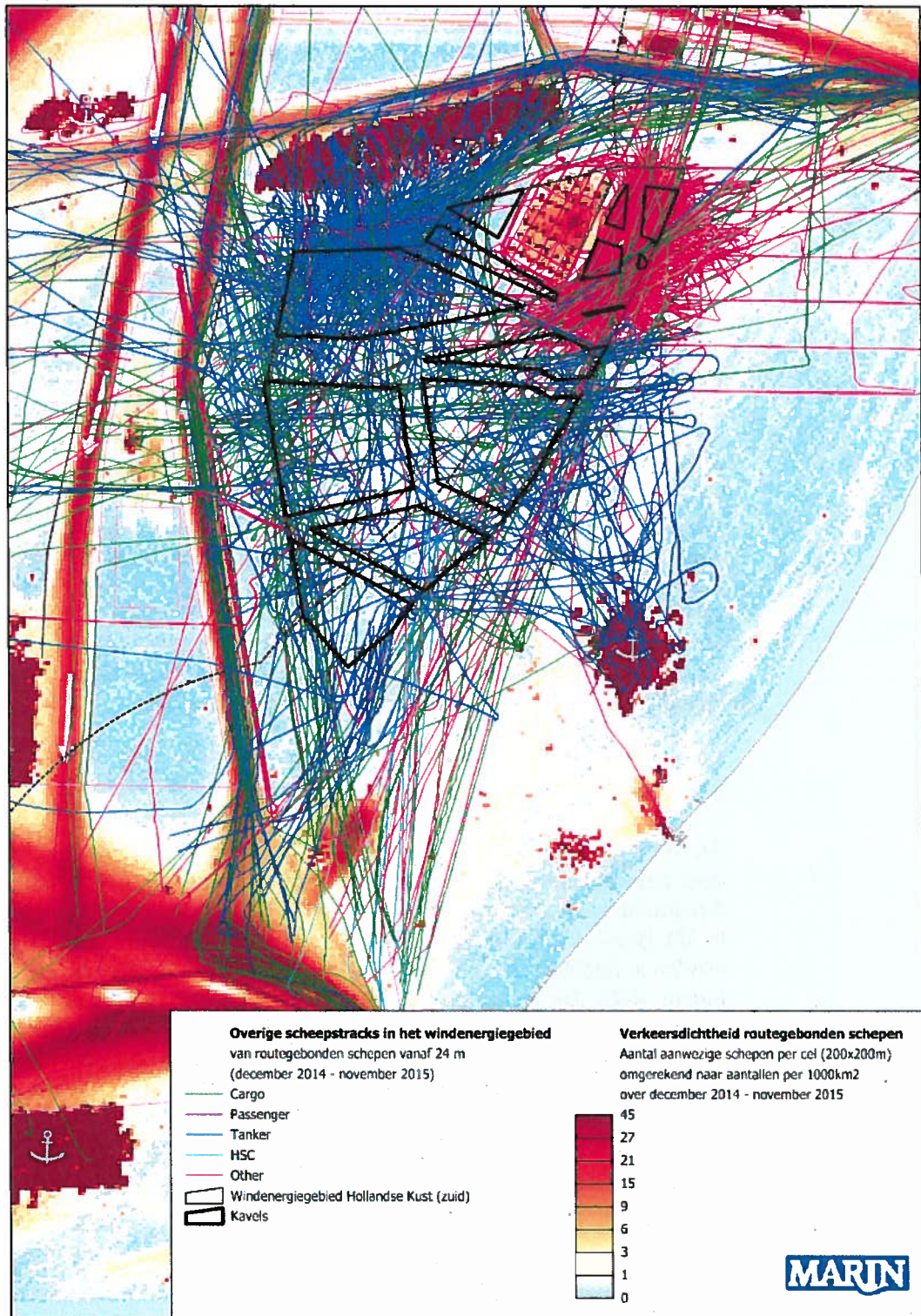


Figuur 4-2 *Scheepstracks van routegebonden verkeer op de hoofdverkeersstromen door het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015*



Figuur 4-3

Scheepstracks van routegebonden verkeer varend ten oosten langs het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015



Figuur 4-4 *Scheepstracks van routegebonden verkeer buiten de hoofdstromen door het windenergiegebied van december 2014 tot en met november 2015*

Uit de verkeersstromen in de bovenstaande figuren wordt duidelijk dat alleen de verkeersstromen die door het windenergiegebied lopen, beïnvloed zullen worden door de aanwezigheid van windparken in de kavels. De drukke verkeersstromen ten westen en ten noorden van het gebied, evenals de kleine stroom aan de oostkant, zullen door de aanwezigheid van windparken in de kavels niet verschuiven. Het maakt daarbij ook niet uit of alleen windparken in kavel IV of in alle kavels aanwezig zijn.

Voor de verkeersstromen door het windenergiegebied (de route door het gebied vanuit IJmuiden richting Engeland, en het verkeer van en naar ankergebied Scheveningen) zal het wel degelijk uitmaken in welke kavels windparken zijn gebouwd. Bij aanwezigheid van alleen windturbines in kavel IV, zal het verkeer van Scheveningen richting het noordwesten, en vice versa, korter langs de zuidwestelijke hoek van kavel IV gaan. Wanneer alle kavels volgebouwd zijn, zal dit verkeer verder om moeten varen langs de zuidpunt van het gehele windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Dit verkeer, bestaande uit grotere tankers en vrachtschepen, zal geen gebruik maken van de oost-west corridor halverwege het gebied. Deze route is vrijwel even lang als langs de zuidhoek, en geeft voor de schepen aanmerkelijk minder ruimte dan de voor de hand liggende route via de noordgaande vaarbaan vanuit stelsel Maas Noord.

Het verkeer vanuit IJmuiden richting Engeland dat nu door het windenergiegebied vaart ten zuiden langs windpark Luchterduinen, zal wel door de corridor varen als er windparken aanwezig zijn. Het maakt hierbij weinig verschil of alleen kavel IV bebouwd is, of alle kavels.

Vanwege de slechts kleine verschuivingen van verkeersstromen in de verschillende kavel scenario's, is er in deze studie voor gekozen om uit te gaan van de situatie waarin alle vier kavels aanwezig zijn en als afgesloten gebied worden beschouwd voor schepen vanaf 24m. Dit betekent dat er wordt gerekend met een cumulatief scenario. Er zal vervolgens voor het individuele kavel IV een kwalitatieve beschouwing worden gegeven over de veranderingen van aanvarings- en aandrijvingsfrequenties voor het scenario waarin alleen windturbines in dit kavel gebouwd worden.

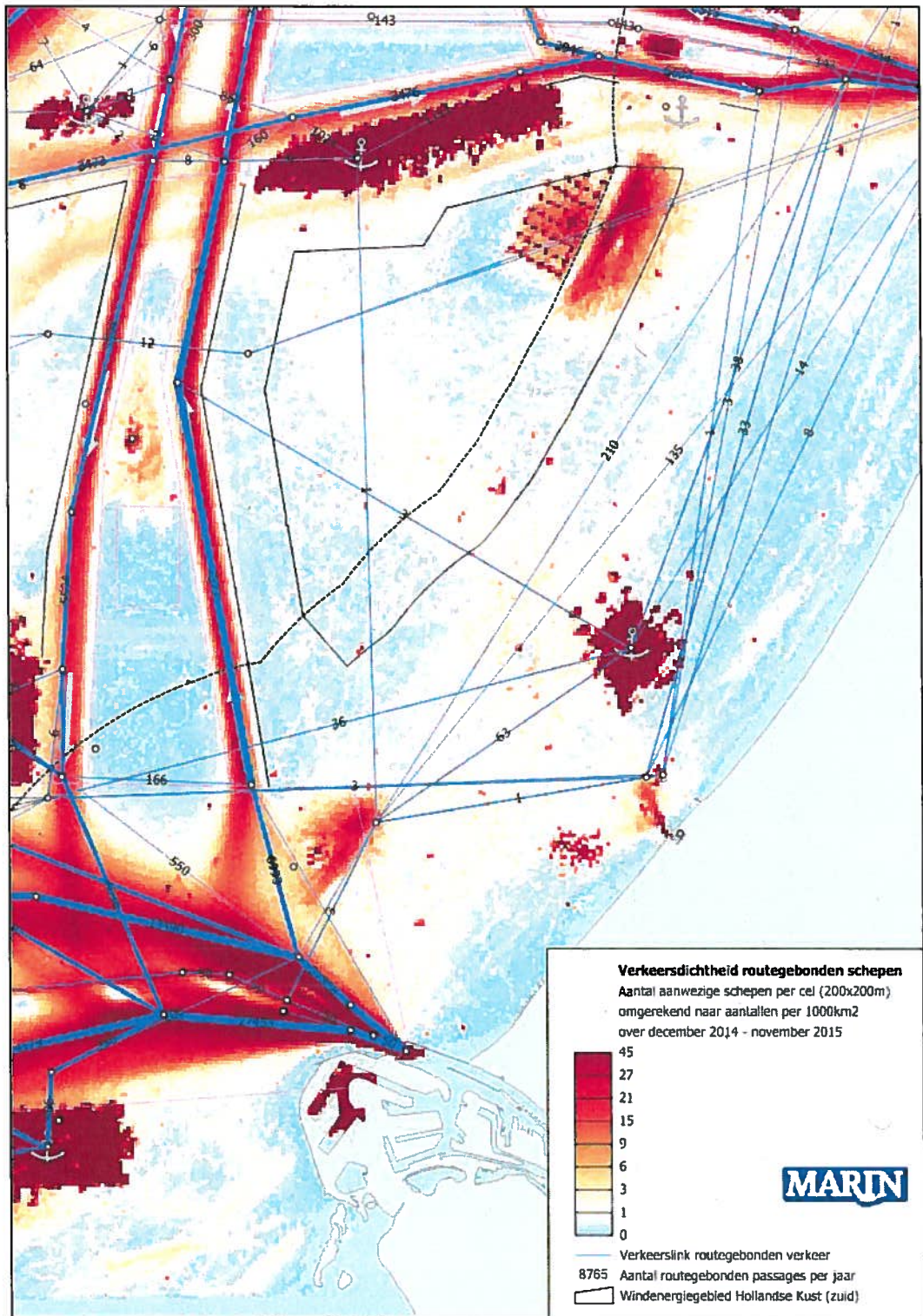
4.2 Routegebonden verkeersdatabase

Om de overige effecten te berekenen van de verschuivingen van de verkeersstromen door aanwezigheid van windparken, wordt er vergeleken met een basis situatie. Figuur 4-5 laat de verkeersmodellering zien voor het routegebonden verkeer voor deze situatie. In dit geval loopt de verkeersstroom vanuit IJmuiden naar Engeland dwars door windpark Luchterduinen, terwijl dat in werkelijkheid duidelijk om het park loopt (zie Figuur 4-2). Dit heeft op de berekeningen geen merkbaar effect, aangezien de verkeerslink in dit gebied geen andere verkeerslinks kruist. Ook voor kans op aanvaring met niet-routegebonden verkeer heeft dit weinig effect; het niet-routegebonden verkeer in dat gebied is vastgesteld op basis van het jaar daarvoor (2014, zie [9]), en bevindt zich bovendien ook bij de zuidoost hoek van Luchterduinen.

In de figuur zijn niet alle verkeersintensiteiten weergegeven als tekst op de link. Dit komt door dubbele of tweezijdige links. In het geval van de verkeersstroom vanuit IJmuiden (136 passages) is bijvoorbeeld alleen de intensiteit in de andere richting leesbaar (12).

In deze studie wordt uitgegaan van het cumulatieve scenario waarin ook de overige kavels in het windenergiegebied zijn afgesloten voor verkeer, behalve voor de doorvaart bestaande uit schepen tot 24m. De verkeersroutering voor dit scenario wordt gegeven in Figuur 4-6. Hierin is te zien dat de verkeersstroom vanuit IJmuiden door het windenergiegebied nu door de oost-west corridor tussen de kavels loopt.

In de verkeersrouteringen van zowel de basis situatie als de situatie met windparken, wordt uitgegaan van een prognose van het aantal scheepsreizen voor 2020.



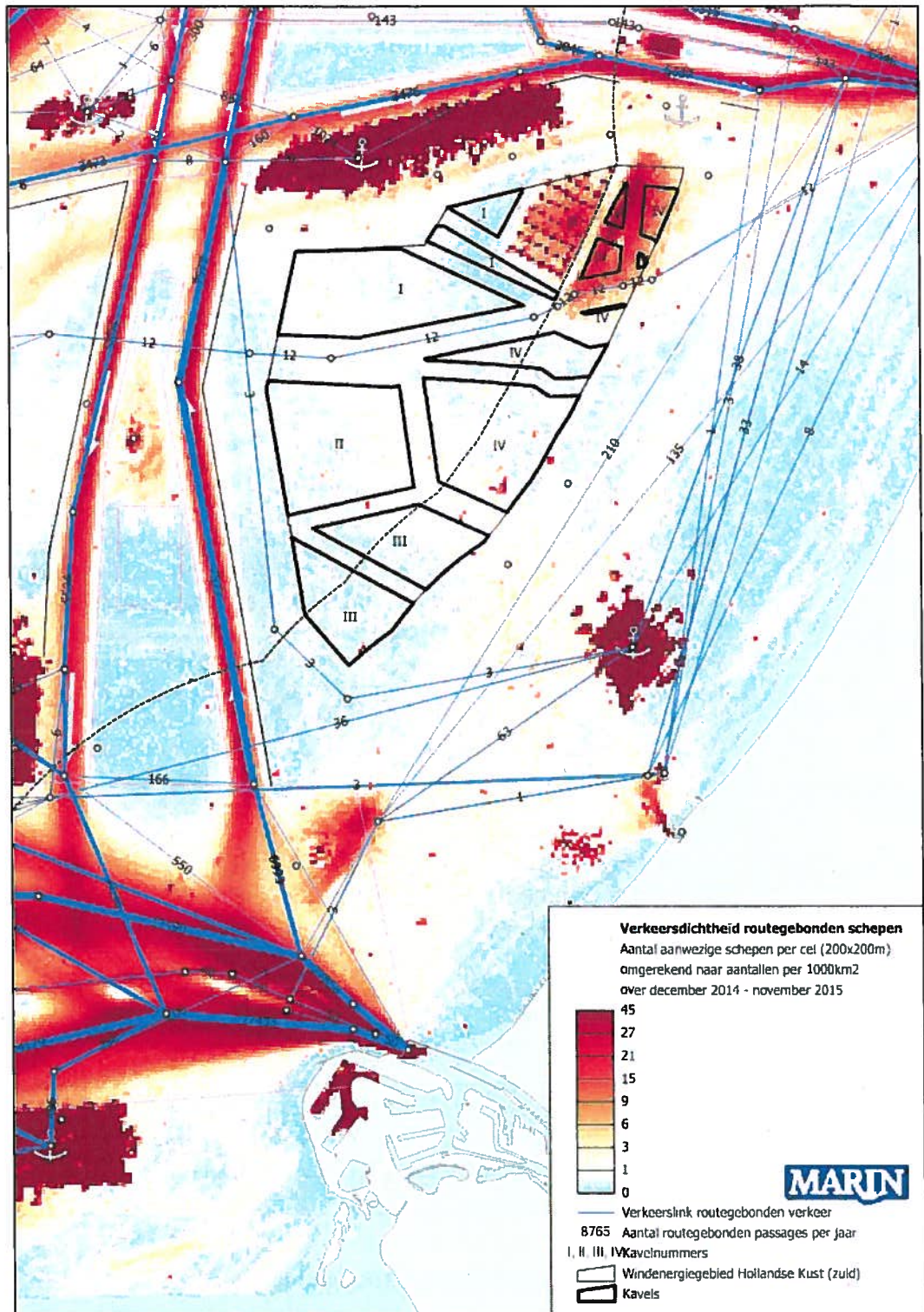
Figuur 4-5 Verkeersroutering voor de basis situatie zonder windparken

Tabel 4-1 geeft een overzicht van de twee verkeersscenario's in deze studie.

Tabel 4-1 **Overzicht van alle verkeersscenario's**

Verkeersscenario	Windparken aanwezig
Basis verkeer	Geen windparken aanwezig
Verkeer HK (cumulatief)	Windparken aanwezig in alle kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid)

Het niet-routegebonden verkeer wordt als dichtheid meegenomen in de berekeningen, en is voor het meeste verkeer gebaseerd op 2014 (zie 3.3.1.2. en [9]). In de berekeningen wordt aangenomen dat alleen schepen tot 24m door de parken mogen varen. Hierbij wordt aangenomen dat deze een afstand van minimaal 50m tot de windturbines aanhouden. Voor het overige niet-routegebonden verkeer is het park afgesloten. Het niet-routegebonden verkeer boven 24m dat nu in de verkeersdatabase in dit gebied aanwezig is, wordt daarom verplaatst naar de directe omgeving van het gebied.



Figuur 4-6 Verkeersroutering voor de cumulatieve situatie waarin in alle kavels windturbines aanwezig zijn

5 RESULTATEN SAMSON BEREKENINGEN

In 5.1 worden eerst de doorgerekende varianten beschreven, gevolgd door de aanvaaren aandrijffrequenties en de gevolgschade voor kavel IV. Hierbij wordt verondersteld dat er geen verkeer is in en tussen de kavels, behalve in de oost-west corridor zoals zichtbaar in Figuur 4-6. Gedetailleerde resultaten per variant worden gegeven in verschillende tabellen in de appendices. Voor beide varianten is daarin eenzelfde set tabellen gegeven. In de tekst in dit hoofdstuk wordt voor beide varianten alleen verwezen naar de appendix-tabellen voor de eerste variant. In de appendix zijn bovendien voor beide varianten de lay-outs van de kavel in een figuur weergegeven, waarin tegelijkertijd de aanvaringskansen grafisch zijn aangegeven. De routegebonden schepen worden in de tabellen verkort weergegeven met "R-schepen" en de niet-routegebonden schepen worden aangeduid met "N-schepen".

De overige effecten worden voor beide varianten beschreven vanaf 5.3.

5.1 Configuraties

Voor kavel IV zijn er in deze studie twee configuraties doorgerekend waarbij het totale vermogen ongeveer 380 MW is. Er is gekozen voor een configuratie met een groter aantal windturbines met minder vermogen, geplaatst op een jacket fundering (verder in dit rapport aangeduid als de 6 MW variant), en een configuratie met een kleiner aantal windturbines met meer vermogen, geplaatst op monopiles (aangeduid als de 10 MW variant). Deze twee configuraties geven samen een goede indicatie van de bandbreedte van de aanvaringskansen van turbines. Hierbij kan de 6 MW variant als worst-case beschouwd worden, aangezien meer turbines en een grotere fundering de kans op aanvaring in de berekeningen altijd zullen vergroten. Er is in deze berekeningen geen rekening gehouden met het feit dat aanvaringen met jackets tot meer schade zullen leiden.

De gehanteerde gegevens per configuratie zijn gegeven in Tabel 5-1. De turbineposities zijn in detail weergegeven in Figuur A1-1 en Figuur A2-1. Hierbij zijn ook de uiteindelijke aanvaar- en aandrijffrequenties grafisch weergegeven.

Tabel 5-1 Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) kavel IV

Variant	Turbines			Fundering	
	Aantal	Vermogen	Rotor diameter	Type	Afmeting
Kavel IV 6MW	63	6 MW	152 m	jacket	17 x 17 m
Kavel IV 10MW	38	10 MW	221 m	monopile	Ø 10 m

5.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken

Door de aanwezigheid van het windpark op kavel IV is een nieuw type risico ontstaan op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen) of aandrijft (driften). De frequenties voor deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening worden gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark.

In Tabel A1-1 van de appendix staan voor de 6 MW variant van kavel IV de aanvaar- en aandrijffrequenties per windturbine door schepen groter dan 24m. Figuur A1-1 toont een grafische weergave hiervan. Voor de 10 MW variant staan deze frequenties in Tabel A2-1 en Figuur A2-1. Voor het gemak zal in het vervolg alleen worden verwezen naar het tabel- of figuurnummer van de eerste variant.

Uit deze tabellen en figuren blijkt dat voor kavel IV vooral de windturbines aan beide zijden van de corridor een hogere aanvaarkans hebben vergeleken met de turbines in de rest van de kavel. Dit wordt veroorzaakt door de hogere kans op rammen voor deze windturbines door het niet-routegebonden verkeer groter dan 24m dat nu verplaatst is naar de directe omgeving van de kavels.

Verder is er in beide varianten een opvallend hogere aanvaarkans voor een enkele windturbine aan de zuidoostelijke rand. Ook dit verschil heeft te maken met het niet-routegebonden verkeer groter dan 24m dat naar buiten is verplaatst, maar het verschil wordt in dit geval versterkt doordat het niet-routegebonden verkeer per gridcel van 8 x 8 km wordt toegewezen; deze turbine grenst aan een cel met een groter aantal schepen. In werkelijkheid zal het verschil hier minder groot zijn.

Tabel 5-2 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar voor beide varianten, gesommeerd over alle windturbines. De kansen zijn gegeven voor zowel de schepen kleiner dan 24m (in de verkeersdatabase alleen niet-routegebonden verkeer) die door het park mogen varen als de schepen groter dan 24m, waarvoor het windpark verboden gebied is.

Uit de tabel blijkt dat voor de variant met 63 6 MW turbines op een jacket fundering de kansen hoger zijn dan voor de variant met 38 10 MW turbines op een monopile. Dit komt zowel door het hogere aantal turbines als door het gebruik van jackets binnen de eerste variant.

De totale aanvaar- en aandrijffrequentie door verkeer groter dan 24m is 0.03900 voor de 6 MW variant, en 0.01714 voor de 10 MW variant. Dit is equivalent aan respectievelijk eens per 25.6 jaar en 58.3 jaar. Voor schepen kleiner dan 24m is de aanvaar- en aandrijffrequentie respectievelijk 0.01517 voor de 6 MW variant en 0.00485 voor de 10 MW variant, oftewel respectievelijk eens per 65.9 jaar en 206.1 jaar.

Naar verhouding is het aandeel aanvaringen door schepen kleiner dan 24m groter voor de 6 MW variant dan voor de 10 MW variant. Dit heeft te maken met het gebruik van jackets. Voor de doorvaart in het windpark wordt uitgegaan van een korte minimale afstand tot de windturbines (50m). Hierdoor wordt het aandeel van ram-aanvaringen groter, en de afmetingen van de fundering (jacket of monopile) hebben een grotere invloed op de aanvaringen (rammen) dan op de aandrijvingen.

Van de aantallen ram-aanvaringen wordt aangenomen (zie Tabel 3-1) dat 10% frontaal plaatsvindt, en 90% van de schepen slechts schampt. Op basis hiervan wordt in 5.3 een indicatie van de gevolgschade gegeven. De frequentie van frontale ram-aanvaringen is dus een factor 10 lager dan van alle ram-aanvaringen in Tabel 5-2. Voor de 6 MW variant voor routegebonden schepen is dit dus bijvoorbeeld 0.000017 (eens per 58824 jaar).

Tabel 5-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor kavel IV per variant

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Kavel IV 6MW Schepen >24m	63	0.00017	0.01948	0.01367	0.00569	0.03900	25.6
Kavel IV 6MW Schepen <24m	63	0.00000	0.01371	0.00000	0.00146	0.01517	65.9
Kavel IV 10MW Schepen >24m	38	0.00007	0.00621	0.00783	0.00302	0.01714	58.3
Kavel IV 10MW Schepen <24m	38	0.00000	0.00420	0.00000	0.00065	0.00485	206.1

Omdat de kansen ook afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 5-3 de gemiddelde kansen per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat voor schepen groter dan 24m de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per turbine in de 6 MW variant 0.000619 bedraagt (eens per 1615.3 jaar), en in de 10 MW variant 0.000451 (eens per 2217.2 jaar). Dit geeft de invloed van de afmetingen van de fundering aan. Voor de doorvaart is de invloed van de fundering op kansen groter: 0.000241 voor jackets (eens per 4152.7 jaar) en 0.000128 voor monopiles (eens per 7833.4 jaar).

De verwachte energieopbrengst per jaar is voor beide inrichtingsvarianten nagenoeg gelijk. Het weergeven van de kansen per verwachte eenheid energieopbrengst per jaar, zoals bij eerdere studies is gedaan, heeft daarom geen toegevoegde waarde en wordt in deze studie weggelaten.

Tabel 5-3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel IV per variant

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per turbine		Aantal aandrijvingen (driften) per turbine		Totaal per turbine	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Kavel IV 6MW Schepen >24m	63	0.000003	0.000309	0.000217	0.000090	0.000619	1615.3
Kavel IV 6MW Schepen <24m	63	0.000000	0.000218	0.000000	0.000023	0.000241	4152.7
Kavel IV 10MW Schepen >24m	38	0.000002	0.000164	0.000206	0.000080	0.000451	2217.2
Kavel IV 10MW Schepen <24m	38	0.000000	0.000111	0.000000	0.000017	0.000128	7833.4

5.3 Gevolgschade

5.3.1 Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip worden drie types onderscheiden: schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring, alleen schade aan de scheepshuid en geen schade (zie 3.4.1). De frequentie van ieder type schade aan het schip is voor de eerste variant gegeven in Tabel A1-3 in de appendix. De frequenties worden gegeven voor zeven verschillende scheepstypen. In de berekeningen wordt geen rekening gehouden met het verschil in funderingen en het feit dat aanvaringen met jackets tot meer schade aan het schip zullen leiden.

In Tabel 5-4 wordt voor beide varianten het aandeel per scheepstype en per type schade in de totale frequentie gegeven. Zo is bijvoorbeeld te zien dat in 8.25% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine van de 6 MW variant sprake is van schade aan de scheepshuid van een container/RoRo-schip. Voor de 10 MW variant is dit 11.92%.

Uit onderstaande tabel en de genoemde tabel in de appendix blijkt ook dat alle aanvaringen met schepen kleiner dan 24m (28.00% en 22.06% van de aanvaringen voor respectievelijk de 6 MW en 10 MW variant) er geen schade aan het schip optreedt. Dit komt doordat het energieniveau bij deze aanvaringen laag is.

Tabel 5-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade

Scheepstype	6 MW variant				10 MW variant			
	Soort schade			Totaal	Soort schade			Totaal
	GosMos	schade aan scheepshuid	geen schade		GosMos	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.00%	2.55%	0.02%	2.57%	0.00%	3.68%	0.00%	3.68%
Chemicaliëntanker	0.00%	5.03%	0.01%	5.04%	0.00%	6.98%	0.02%	7.00%
Gastanker	0.00%	0.42%	0.00%	0.42%	0.00%	0.59%	0.00%	0.59%
Container+ RoRo	0.01%	8.25%	0.04%	8.29%	0.00%	11.92%	0.04%	11.97%
Ferry	0.00%	0.23%	0.03%	0.27%	0.00%	0.34%	0.04%	0.38%
Overige R-schepen	0.01%	8.41%	0.53%	8.96%	0.01%	11.68%	0.63%	12.32%
N-schepen >24m	0.16%	0.37%	45.92%	46.45%	0.51%	0.55%	40.95%	42.01%
Alle schepen >24m	0.18%	25.26%	46.55%	72.00%	0.53%	35.74%	41.68%	77.94%
N-schepen <24m	0.00%	0.00%	28.00%	28.00%	0.00%	0.00%	22.06%	22.06%
Alle schepen	0.18%	25.26%	74.56%	100.00%	0.53%	35.74%	63.73%	100.00%

5.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende typen is voor het gehele windpark gesommeerd en voor de 6 MW variant gegeven in Tabel A1-4 in de appendix. In Tabel 5-5 is voor beide varianten per type gevolgschade het aandeel in de totale aanvarings- en aandrijvingsfrequentie gegeven. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat voor de 6 MW en 10 MW variant bij respectievelijk 14.2% en 17.5% van de aanvaringen of aandrijvingen de turbine als gevolg ervan scheef staat. In 65.1% en 56.3% van de gevallen zal er geen schade aan de turbine zijn. Dat dit percentage voor de variant met 10 MW turbines op monopiles lager ligt dan voor de variant met 6 MW op jackets, heeft vooral te maken met het lagere aandeel van aanvaringen door doorvaart bij de laatste variant (zie Tabel 5-2). Deze aanvaringen vinden namelijk met relatief lage impact plaats. Zoals eerder vermeld wordt de vorm van de fundering (jacket of monopile) in de berekeningen niet meegenomen bij het bepalen van de schade.

Tabel 5-5 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine

Schade aan turbine	6 MW variant		10 MW variant	
	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie variant	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie variant
Geen	0.035292	65.1%	0.012381	56.3%
Scheef	0.007708	14.2%	0.003854	17.5%
Omvallen	0.010875	20.1%	0.005647	25.7%
GosMos	0.000306	0.6%	0.000117	0.5%
Totaal	0.054180	100.0%	0.021998	100.0%

Op basis van de gemiddelde massa van een bepaald scheepstype en scheepsgrootte en de gemiddelde snelheid kan de kinetische energie bepaald worden op het moment van 'impact'. De verdeling van de aanvaar/aandrijffrequenties voor de verschillende impactenergieniveaus is gegeven in Tabel A1-5.

Uit deze tabel volgt dat bij de 6 MW variant ongeveer 38.4% van de contacten met turbines door driften wordt veroorzaakt, en 61.6% door rammen. Voor 34.5% van de gevallen is het energieniveau lager dan 1 MJ. Hierbij is vrijwel altijd sprake van niet-routegebonden verkeer (34.4% tegen 0.1% routegebonden verkeer).

Figuur A1-2 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties, maar in dit geval alleen voor schepen groter dan 24m. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde, zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De groene lijn valt bij 300 MJ ($\approx 10^{2.5}$) samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit aandrijvingen met een impact van meer dan 300 MJ plaatsvinden. De blauwe en rode lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 300 MJ.

5.3.3 Milieuschade

De schade aan het milieu als gevolg van een aanvaring/aandrijving van een windturbine wordt bepaald door de hoeveelheid olie die uit een schip stroomt. Er worden twee hoofdtypen olie onderscheiden: bunkerolie en ladingolie. In Tabel A1-6 wordt voor de eerste variant de frequentie voor de uitstroom van bunkerolie gegeven voor verschillende volumeklassen voor de uitstroom. In Tabel A1-7 wordt de frequentie van

de uitstroom van ladingolie gegeven. Voor de uitstroom van ladingolie wordt uitgegaan van enkelwandige tankers. In Tabel A1-8 worden beide oliesoorten naast elkaar gezet.

De totale kans op een uitstroom van olie en de gemiddelde hoeveelheid uitstroom per jaar per variant is gegeven in Tabel 5-6. Op basis van de frequenties is de gemiddelde tijd tussen twee uitstromingen van olie bepaald, bijvoorbeeld $1/(0.001047+0.000055) \approx 907$ jaar voor de 6 MW variant.

De gemiddelde uitstroom van 0.919 m^3 ladingolie voor deze variant in Tabel 5-6 dient alleen als vergelijking. Een uitstroom van 0.919 m^3 ieder jaar geeft immers een heel andere milieubelasting dan een uitstroom van 919 m^3 eens in de 1000 jaar op één bepaald moment. In de appendix is daarom in Tabel A1-6 en Tabel A1-7 de verdeling van het uitstroomvolume over verschillende volumeklassen gegeven.

Om een idee te krijgen van wat dit betekent is de uitstroom aan olie ten gevolge van een ongeval (alle verschillende typen) voor het gehele NCP toegevoegd (uit [7]). Dit getal geldt voor de situatie zonder windparken, en gaat nog uit van de oude routestructuur van voor 1 augustus 2013. De frequentie van uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine van variant 6 MW toe met $(0.001047+0.000055) / (0.353402+0.148723) * 100 \approx 0.22\%$. Voor de 10 MW variant ligt dit lager (0.12%).

Tabel 5-6 *Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie*

Variant	Bunkerolie			Ladingolie			Totaal
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3	Eens in de ... jaar
Variant 6 MW	0.001047	955	0.284	0.000055	18140	0.919	907
Variant 10 MW	0.000577	1732	0.164	0.000032	31541	0.533	1642
Gehele NCP (zonder windparken) ¹	0.353402	2.8	68.04	0.148723	6.7	1499.5	2

Uit Tabel 5-6 volgt ook dat zowel de frequentie als de gemiddelde hoeveelheid uitstroom bunker- en ladingolie hoger is voor de 6 MW variant dan voor de 10 MW variant.

Naast de uitstroom van olie veroorzaakt ook de uitstroom van chemicaliën schade aan het milieu. Niet alle soorten chemicaliën zijn even schadelijk voor het milieu. De mate waarin een bepaalde stof schadelijk is, wordt aangeduid met het ecologisch risico. In Tabel 5-7 worden de frequenties gegeven van de uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aanvaring/aandrijving van een windturbine per ecologisch risico.

De frequentie van uitstroom van chemicaliën is voor de 6 MW variant hoger dan voor de 10 MW variant.

¹ De uitstroom als gevolg van een ongeval (alle verschillende typen) op het gehele NCP zonder windparken [7]. Hierbij is nog uitgegaan van de oude routestructuur op de Noordzee, en niet de situatie vanaf augustus 2013.

Tabel 5-7 *Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Ecologische risico-indicator	Variant 6 MW	Variant 10 MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000044	0.000025
Hoog ecologisch risico	0.000009	0.000005
Gemiddeld ecologisch risico	0.000007	0.000004
Gering ecologisch risico	0.000058	0.000033
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000031	0.000017
Totaal	0.000149	0.000084
Eens in de ... jaar	6706	11881

5.3.4 Persoonlijk letstel

Persoonlijk letstel 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 A1-10 is voor de 6 MW variant een overzicht gegeven van het aantal directe doden als gevolg van het op het dek vallen van de gondel en de mast. Ook wordt een indicatie gegeven van het groepsrisico. Bij het groepsrisico is de kans op een ramp met meer dan 10 dodelijke slachtoffers gegeven. Een dergelijke ramp doet zich alleen maar voor wanneer een ferry, container- of RoRo-schip de windturbine aanvaart, waarna deze knikt en op het dek terecht komt.

Bij de 6 MW variant is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een turbine 0.000196 (1.96×10^{-4} , zie Tabel A1-10). Het verwachte aantal doden voor de 10 MW variant is 0.000093 (0.93×10^{-4} , zie Tabel A2-10). Voor de frequenties per scheepstype wordt verwezen naar de detailtabellen in Appendix A.

5.4 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur

Naast de mogelijke aanvaringen met windturbines kan de aanwezigheid van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ook op andere gebieden effect hebben op de scheepvaart. Zo zal omvaren van schepen voor extra kosten zorgen en zal door omvaren de dichtheid op de verkeersroutes op zee toenemen. Bovendien heeft het verleggen van de routes en een verandering van intensiteiten ook een mogelijk effect op de onderlinge ontmoetingen van schepen, en daarmee ook op het risico van onderlinge aanvaringen.

Tabel 5-8 geeft de effecten van de aanwezigheid van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de scheepvaartongevallen buiten het windenergiegebied op de EEZ, als gevolg van de veranderingen van de vaarroutes ten opzichte van het basis scenario zonder windparken. Aangezien de drukke verkeersstromen rond het windenergiegebied niet verschuiven en alleen de rustigere stromen door het gebied beïnvloed worden, zijn er niet of nauwelijks effecten waarneembaar in deze resultaten.

5.4.1 Aantal aanwezige schepen

In de bovenste rijen van de tabel staan in de laatste drie kolommen de effecten op de aantallen aanwezige schepen per scheepstype. De eerste kolom hiervan geeft het absolute aantal aanwezige schepen onder het cumulatieve scenario met aanwezigheid van windparken alle kavels van het windenergiegebied. De kolom daarnaast geeft het absolute verschil ten opzichte van het basis scenario en de laatste kolom geeft het relatieve verschil ten opzichte van het basis scenario.

5.4.2 Veiligheid

In de tabel staat onder 'veiligheid' het effect van de veranderde routes op het aantal ongevallen weergegeven per ongevalstype. De eerste kolom geeft het aantal ongevallen in het verkeersscenario waarbij alle kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn afgesloten. De kolommen ernaast geven respectievelijk de absolute en relatieve toename of afname ten opzichte van het basis scenario. Er is een kleine toename van het totale aantal ongevallen te zien van 0.0447 per jaar (0.17%). Dit komt met name door een kleine toename van het aantal aanvaringen (toename 0.344%), en een kleine toename van het aantal strandingen door motorstoring (0.042%). De toename van het aantal aanvaringen wordt (in de berekeningen) met name veroorzaakt doordat het niet-routegebonden verkeer groter dan 24m vanuit het windenergiegebied verplaatst is naar de omringende gebieden, waaronder ook de gebieden met drukke vaarroutes. Het is echter niet zeker waar bijvoorbeeld de vissersschepen in de nieuwe situatie zullen gaan vissen, en het ligt voor de hand dat dit buiten de drukke vaarroutes zal zijn. De toename zal derhalve in werkelijkheid kleiner zijn.

5.4.3 Economisch effect

Het economisch effect komt tot uitdrukking in het aantal afgelegde zeemijlen in de EEZ. Het aantal afgelegde zeemijlen verandert vrijwel niet. De kleine toename door omvaren voor de EEZ is door afronding niet zichtbaar in de tabel.

5.4.4 Emissies

De extra emissies als gevolg van het nieuwe windparkscenario zijn gerelateerd aan de extra zeemijlen, en afhankelijk van scheepstype en scheepsgrootte. Deze extra emissies worden in de onderste rijen van de tabellen gegeven wat betreft CO₂, CO, SO₂ en NO_x door schepen in de gehanteerde verkeersdatabase, en alleen binnen de EEZ.

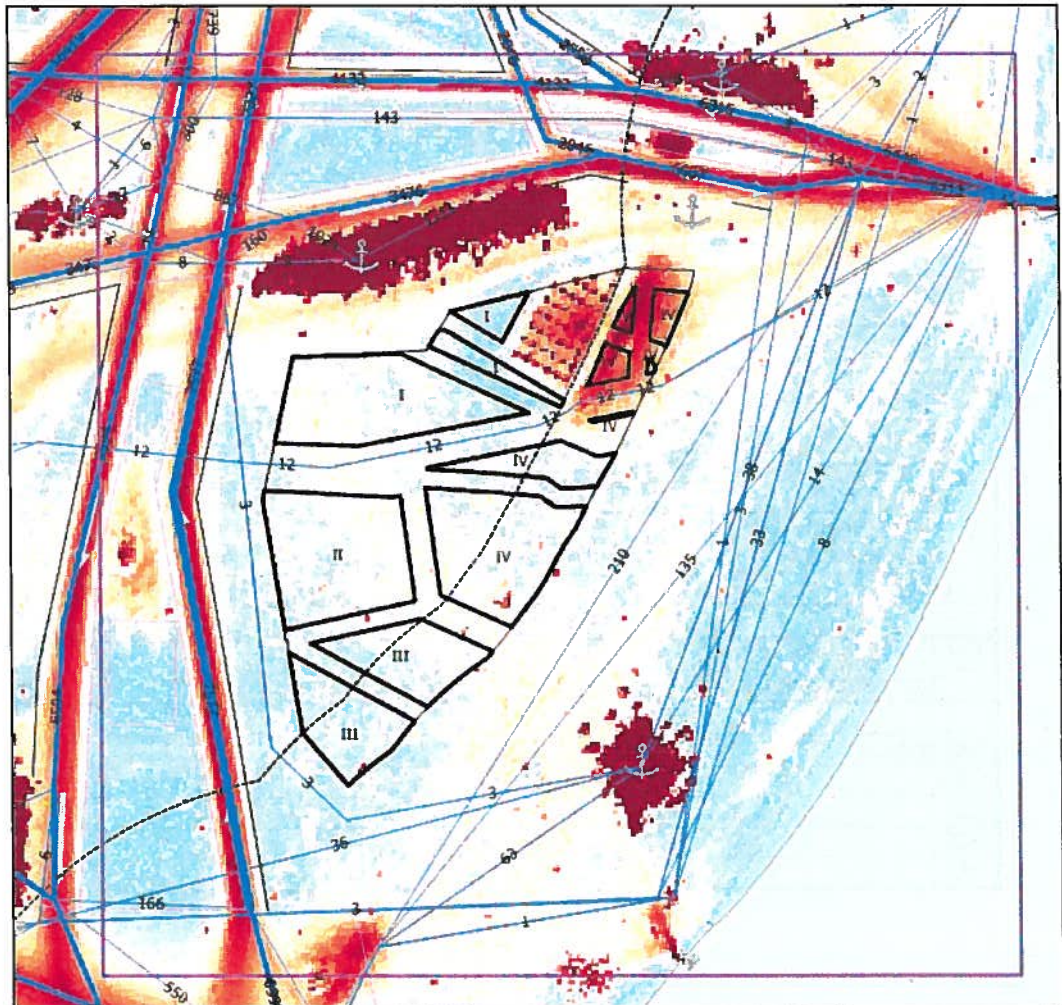
Tabel 5-8 Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de scheepvaart binnen de EEZ

Omschrijving	Eenheid	Resultaat voor EEZ na aanpassing van het verkeer volgens cumulatief scenario Hollandse Kust (zuid)	Absoluut effect cumulatief scenario t.o.v. het basis scenario	Relatief effect cumulatief scenario t.o.v. het basis scenario
Algemeen				
Gemiddeld aantal aanwezige schepen:				
OBO's		0.560	0.0000	0.000%
Chemicaliëntankers		26.558	0.0000	0.000%
Olietankers		8.914	0.0000	0.000%
Gastankers		5.387	0.0000	0.000%
Bulkers		10.310	0.0000	0.000%
Unitised		33.378	0.0000	0.000%
General Dry Cargo		50.832	0.0000	0.000%
Passagiersschepen + conventionele ferries		2.917	0.0000	0.000%
High Speed Ferries		0.052	0.0000	0.000%
Overig		1.842	0.0000	0.000%
Totaal routegebonden		140.750	0.0000	0.000%
Totaal niet-routegebonden (zie 3.3.1.2)		151.386	0.0000	0.000%
Veiligheid				
Aantal schepen betrokken bij een aanvaring	aantal/jaar	12.835	0.0440	0.344%
Stranding als gevolg van navigatiefout	aantal/jaar	8.600	0.0000	0.000%
Stranding als gevolg van motorstoring	aantal/jaar	1.577	0.0007	0.042%
Zinken	aantal/jaar	0.659	0.0000	0.001%
Gat in scheepshuid	aantal/jaar	1.356	0.0000	0.001%
Brand/explosie	aantal/jaar	1.228	0.0000	0.000%
Totaal		26.255	0.0447	0.170%
Economische effect				
Kosten van afgelegde zeemijlen	M€ / jaar	1447.769	0.0000	0.000%
Emissies				
CO2	kton / year	4651	0	0.000%
CO	kton / year	18	0	0.000%
SO2	kton / year	48	0	0.000%
NOx	kton / year	121	0	0.000%

5.4.5 Lokale effecten wijziging routestructuur

Naast de effecten als gevolg van een wijziging in de routestructuur voor de gehele EEZ is ook naar het lokale effect gekeken. Hiervoor zijn dezelfde parameters bepaald als weergegeven in Tabel 5-8, alleen nu voor het paars omrande gebied weergegeven in Figuur 5-1. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 5-9

Ook lokaal is een lichte toename van het totaal aantal ongevallen te zien van 0.0456 (3.845% voor dit gebied). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door toename van het aantal aanvaringen met 7.389% en voor een klein deel door toename van het aantal strandingen door motorstoring met 0.592%. Zoals al beschreven bij de resultaten voor de EEZ, komt de toename van het aantal aanvaringen door verplaatsing van het niet-routegebonden verkeer groter dan 24m vanuit het windenergiegebied naar de directe omgeving van het gebied.



Figuur 5-1 Het beschouwde gebied voor de lokale analyse

Tabel 5-9 Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op de scheepvaart binnen een lokaal gebied (zie Figuur 5-1)

Omschrijving	Eenheid	Resultaat voor directe omgeving na aanpassing van het verkeer volgens cumulatief scenario Hollandse Kust (zuid)	Absoluut effect cumulatief scenario t.o.v. het basis scenario	Relatief effect cumulatief scenario t.o.v. het basis scenario
Algemeen				
Gemiddeld aantal aanwezige schepen:				
OBO's		0.009	0.0000	0.000%
Chemicaliëntankers		1.299	0.0000	0.000%
Olietankers		0.372	0.0000	0.000%
Gastankers		0.108	0.0000	0.000%
Bulkers		0.398	0.0000	0.000%
Unitised		1.190	0.0000	0.000%
General Dry Cargo		2.353	0.0000	0.000%
Passagiersschepen + conventionele ferries		0.157	0.0000	0.000%
High Speed Ferries		0.000	0.0000	
Overig		0.013	0.0000	0.000%
Totaal routegebonden		5.899	0.0000	0.000%
Totaal niet-routegebonden (zie 3.3.1.2)		12.489	0.0000	0.000%
Veiligheid				
Aantal schepen betrokken bij een aanvaring	aantal/jaar	0.655	0.0451	7.389%
Stranding als gevolg van navigatiefout	aantal/jaar	0.289	0.0000	0.000%
Stranding als gevolg van motorstoring	aantal/jaar	0.084	0.0005	0.592%
Zinken	aantal/jaar	0.047	0.0000	0.004%
Gat in scheepshuid	aantal/jaar	0.085	0.0000	0.008%
Brand/explosie	aantal/jaar	0.071	0.0000	0.006%
Totaal		1.231	0.0456	3.845%
Economische effect				
Kosten van afgelegde zeemijlen	M€ / jaar	55.719	0.0084	0.015%
Emissies				
CO ₂	kton / year	176	0	0.014%
CO	kton / year	1	0	0.012%
SO ₂	kton / year	2	0	0.014%
NO _x	kton / year	5	0	0.011%

5.5 Het effect van het werkverkeer op het risico

Gedurende de bouwperiode varen dagelijks enkele schepen van en naar het windpark. De meeste van deze vaarbewegingen worden uitgevoerd met normale snelheid en geven daardoor niet meer hinder voor de andere scheepvaart dan een normale scheepsbeweging. Het effect van deze scheepvaart op het totale risico in een gebied hangt af van de drukte in het gebied. Deze vaarbewegingen moeten gezien worden als normale bedrijvigheid. Het verhoogde risico is van tijdelijke aard.

IJmuiden zal de uitvalsbasis voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden. Vanuit IJmuiden naar kavel IV is het gemiddeld ongeveer 2 uur varen. Met acht schepen zijn dit $8 \times 2 \text{ uur} \times 2$ (heen + terug) = 32 extra vaaruren per dag. Tijdens de bouwperiode is dus gemiddeld $32/24 = 1\frac{1}{3}$ extra schip aanwezig (buiten het park) per dag. Deze extra scheepsbewegingen vinden voornamelijk overdag plaats. Op een totaal van gemiddeld 300 aanwezige schepen op het NCP is dit een verhoging van 0.44%. Gedurende de bouwperiode is de kans op een aanvaring tussen schepen door de verhoogde verkeersintensiteit daarom $(1.0044^2 - 1) \times 100\% \approx 0.89\%$ hoger¹ dan normaal. In de praktijk zal dit minder zijn omdat de schepen een deel van de tijd in relatief stille gebieden varen.

De kans op een ander type scheepsongeval neemt in deze periode toe met 0.44% (lineair met de toename van het aantal schepen).

5.6 Kwalitatieve beschouwing aanwezigheid individueel kavel

Het cumulatieve effect is in deze studie geen afzonderlijk onderwerp omdat de andere geplande windparken op de Noordzee de verkeersroutes voor het routegebonden verkeer niet zullen wijzigen. De nieuwe routestructuur is juist dusdanig ontworpen dat deze rekening houdt met reeds aangelegde en aan te leggen windparken. In het kader van het aanpassen van het stelsel in augustus 2013 zijn verschillende risicostudies uitgevoerd, bijvoorbeeld 'Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied "Hollandse Kust"'[3]. Binnen deze studie komt ook het cumulatieve effect aan de orde.

Daarnaast is er in deze studie voor gekozen in de verkeersroutering rekening te houden met bebouwing in de overige kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (zie 4.1). De beschouwde situatie is dus tevens het cumulatieve scenario waarin het verkeer ook om de windparken in andere kavels heen vaart. Afhankelijk van welke kavels er in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) bebouwd zullen worden, zullen met name de routes door het gebied van en naar ankergebied Scheveningen en de route IJmuiden – Engeland verschuiven, zoals al in 4.1 is toegelicht.

Wanneer alleen kavel IV bebouwd wordt, en de overige kavels niet, dan zal het verkeer van Scheveningen richting het noordwesten, en vice versa, kort langs de zuidwestelijke hoek van kavel IV varen. Deze stroom van ongeveer 426 schepen per jaar, bestaat uit tankers en vrachtschepen. Hierdoor zal de aanvaringsfrequentie voor de windturbines in die zuidwestelijke hoek toenemen. De toename is echter beperkt, want het gaat om een relatief kleine verkeersstroom.

Voor het verkeer vanuit IJmuiden door de corridor (136 passages westwaarts, 12 oostwaarts), maakt het met betrekking tot kavel IV geen verschil of de overige kavels bebouwd zijn.

¹ Het aantal aanvaringen tussen schepen neemt kwadratisch met de intensiteit toe.

Het niet-routegebonden verkeer groter dan 24m dat buiten de windparken moet blijven, is in de berekeningen naar de directe omgeving van het windenergiegebied verplaatst, waardoor de aanvaarkansen voor met name de windturbines aan de noordoostelijke rand en langs de corridor relatief hoger zijn. Het is moeilijk te voorspellen waar deze schepen zullen gaan varen als de overige kavels niet bebouwd worden. Het kan zijn dat dit verkeer zich over de overige kavels verspreid, waardoor het op grotere afstand van kavel IV vaart. De aanvaarkansen voor de windturbines aan de oostelijke rand van kavel IV zullen dan afnemen. Aan de andere kant, als de overige kavels niet zijn afgesloten, zal er in bijvoorbeeld kavel II en III ten zuidwesten van kavel IV niet-routegebonden verkeer varen dat nu in de berekeningen juist niet aanwezig is. De aanvaarkansen van de windturbines aan de noordelijke rand zullen daardoor juist weer toenemen.

5.7 Radardekking van de Nederlandse havens

Het te ontwikkelen windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) wordt gedeeltelijk gedekt door het bereik van de walradarketen (walradar plus steunzenders) vanuit de grote Nederlandse havens Rotterdam en Amsterdam/IJmuiden. Hierdoor is er nu radarzicht op de nog te ontwikkelen kavels.

Wanneer alle kavels in het windenergiegebied met windturbines bebouwd zijn, is het aannemelijk dat de kwaliteit en het bereik van het huidige radarbeeld van de walradarketen afneemt door de effecten (verstoringen) die windparken hebben op radar performance. De meest voorkomende effecten zijn hierbij het ontstaan van valse echo's achter de windparken (terwijl er drukke verkeersroutes achter het windenergiegebied lopen) en de degradatie van het huidige radarbeeld, zowel wat betreft bereik, betrouwbaarheid als nauwkeurigheid. Beide effecten zorgen voor verwarring met mogelijk gevaarlijk gedrag bij andere scheepvaart, en/of verwarring bij scheepvaartbegeleiding waardoor de scheepvaartveiligheid afneemt. Naar de exacte effecten van windparken op radar dient nog verder en specifiek onderzoek gedaan te worden.

De scheepvaartbegeleiding (VTS en Kustwacht) heeft weliswaar met de komst van AIS een ondersteunende sensor voor de beeldopbouw en is niet meer alleen afhankelijk van de radarwaarnemingen. Toch is het noodzakelijk dat de kwaliteit en het bereik van het radarbeeld van de walradarketen gegarandeerd kan worden. Voor de positiebepaling van schepen geeft een radarpositie de "ware" aanwezigheid van een object weer (verstoringen daargelaten) en geeft AIS een aanvullend of bevestigend beeld. De werking van AIS berust echter op een ander principe, waardoor nooit alleen op AIS-informatie vertrouwd kan worden voor de beeldopbouw. Een belangrijke reden hiervoor is dat AIS relatief eenvoudig gemanipuleerd kan worden door verstoring van buitenaf (spoofing/jamming) of door (bewust) menselijk handelen (uitschakelen van AIS of het bewust uitzenden van andere posities). Bovendien is ook niet gegarandeerd dat er in windparken volledige AIS dekking is.

5.8 Kruisende scheepvaart

Op dezelfde wijze als in 3.7 zijn voor twee locaties bij het windpark waar verkeer elkaar kan kruisen, de zichtlijnen en schaduwstukken bepaald zowel voor de variant met 6 MW turbines op jackets van 17 x 17 meter, als voor de variant met 10 MW op monopiles met een diameter van 10 meter. In het geval van de jackets is de grootte van het schaduwstuk ook afhankelijk van de hoek waaronder de jacket wordt gezien. Er wordt

daarom gerekend met de gemiddelde breedte waaronder het jacket wordt gezien, te weten 21.64m ($= (L+B) \times 2/p$).

De configuratie van het windpark ligt op dit moment nog niet vast, maar de resultaten voor de twee varianten geven een indicatie van eventuele hinder door zichtbelemmering.

5.8.1 Kruisend verkeer aan de oostzijde van het windpark zuidwestwaarts

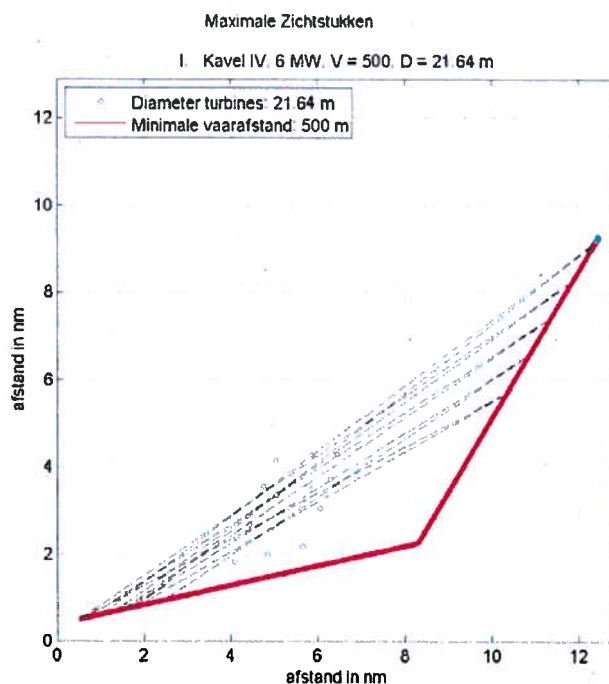
Aan de oostzijde van het windpark kan een zuidwestwaarts varende schip vanuit IJmuiden richting Maas Noord, een oostwaarts varende schip uit de corridor ontmoeten. Het zuidwestwaarts varende schip is hierbij uitwijkplichtig, en zal daarom het schip uit de corridor tijdig willen waarnemen.

Zuidwestwaarts langs de kust varende schepen varen op deze locatie al op grotere afstand van het windpark. Dit komt door het verkeersscheidingsstelsel bij IJmuiden (zie Figuur 4-3).

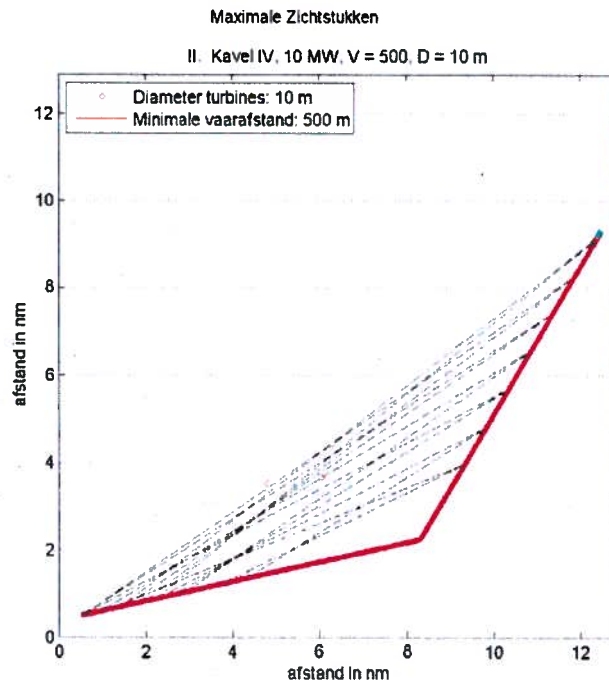
In Figuur 5-2 en Figuur 5-3 is de situatie voor de twee varianten weergegeven. Hierbij zijn ter indicatie de maximale zichtstukken voor het zuidwestwaarts varende schip voor diverse posities tijdens het naderen weergegeven. In de figuren is te zien dat de hoek tussen de lijnen varieert. Dit geeft aan dat op sommige locaties het zicht op het traject van het andere schip beter is dan op andere.

Figuur 5-4 en Figuur 5-5 laten zien dat voor beide varianten het laatste schaduwstuk op ongeveer 3.7 mijl voor de kruising ligt. Voor de 6 MW variant is dit schaduwstuk ongeveer 70m lang, en voor de 10 MW variant ongeveer 30m lang. Dit is in de onderste grafiek van Figuur 5-5 te zien.

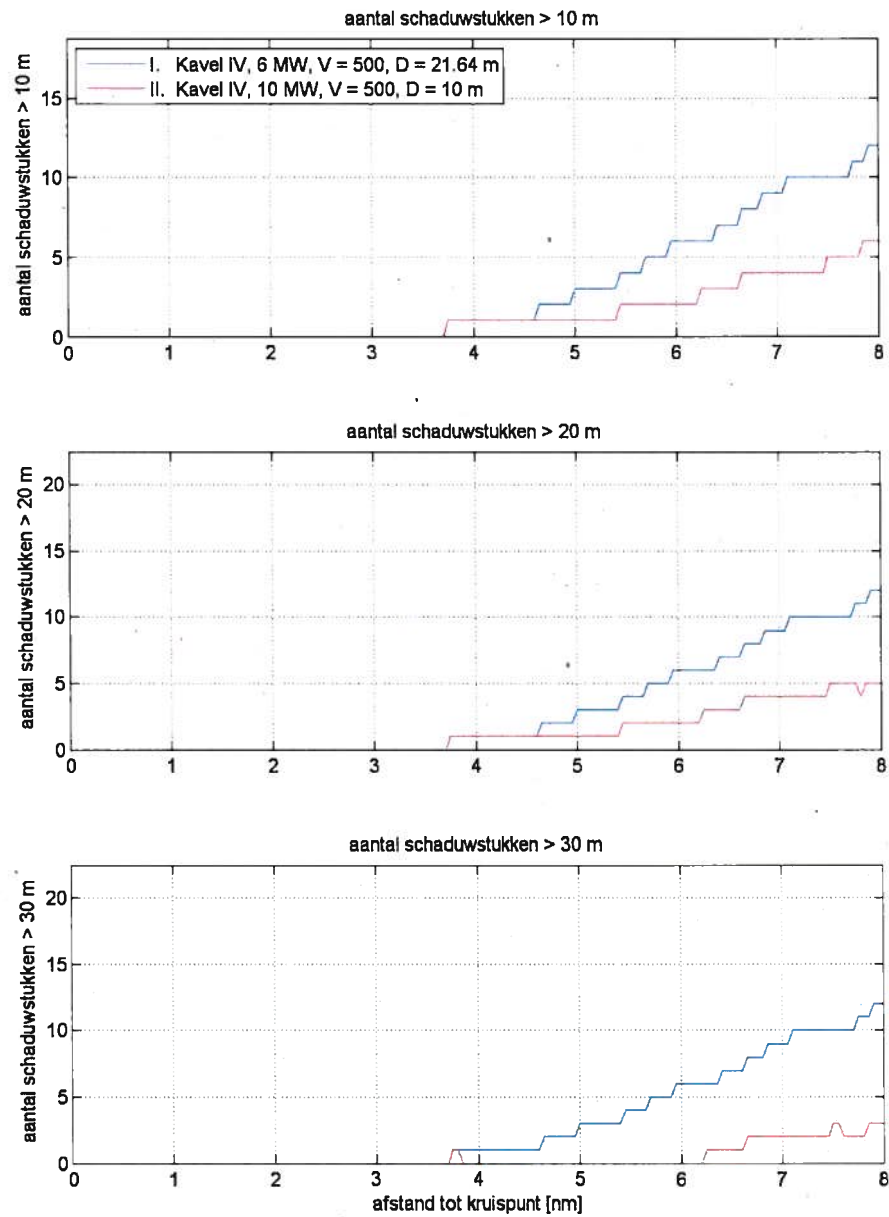
Gezien de grote afstand van het laatste schaduwstuk tot het kruispunt, is er bij deze ontmoetingssituatie geen hinder door zichtbelemmering door de windturbines.



Figuur 5-2 Ontmoeting met een oostwaarts varende schip vanuit de corridor aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit een zuidwestwaarts langs het park varende schip voor de 6 MW variant met jackets

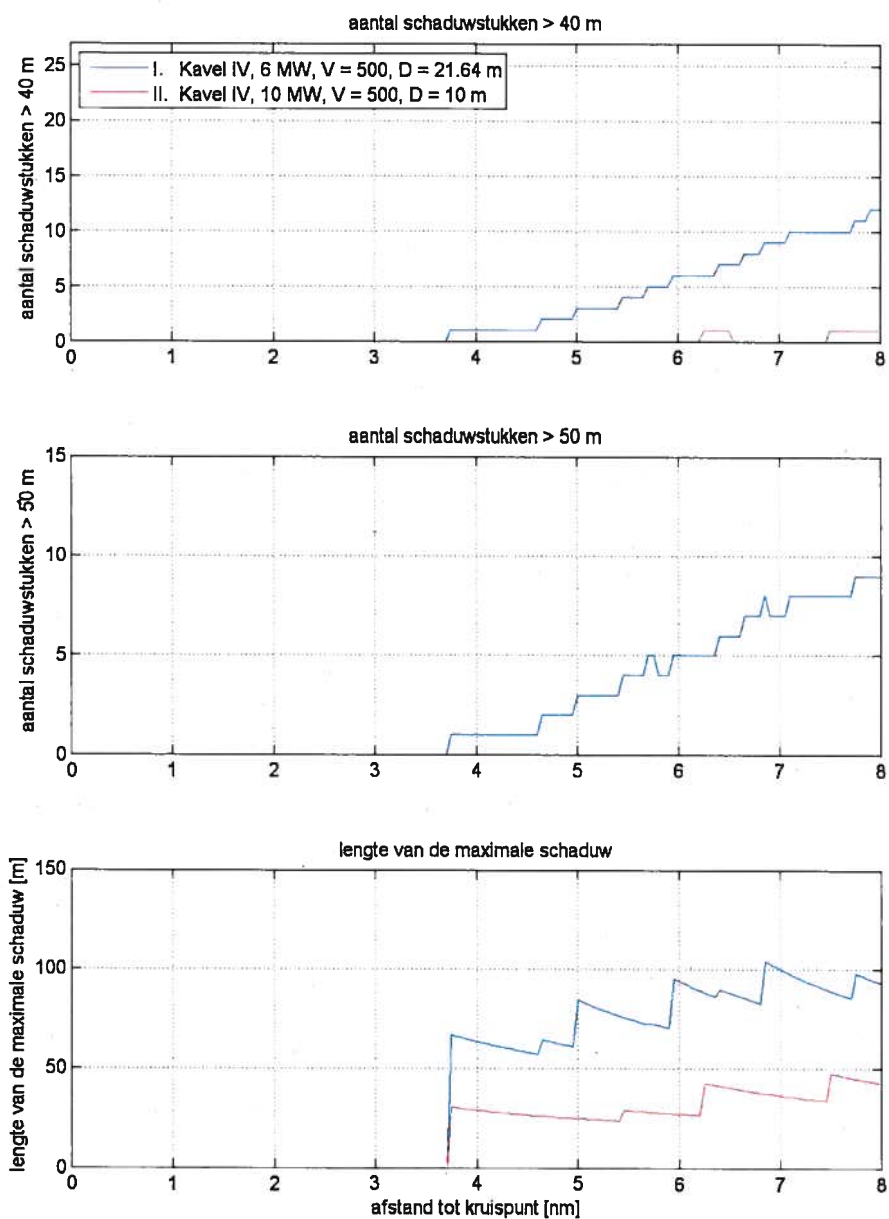


Figuur 5-3 Ontmoeting met een oostwaarts varende schip vanuit de corridor aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit een zuidwestwaarts langs het park varende schip voor de 10 MW variant met monopiles



Figuur 5-4

Aantallen schaduwstukken >10m, >20m en >30m voor de ontmoeting aan de oostzijde bij de corridor gezien vanuit het zuidwestwaarts langs het park varende schip voor beide varianten



Figuur 5-5 Aantallen schaduwstukken >40m en >50m, en de maximale lengte van schaduwstukken voor de ontmoeting aan de oostzijde bij de corridor gezien vanuit het zuidwestwaarts langs het park varende schip voor beide varianten

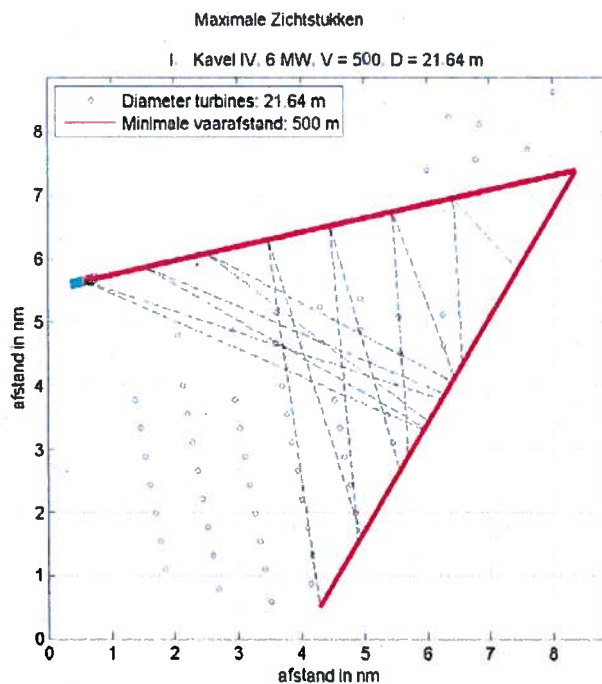
5.8.2 Kruisend verkeer aan de oostzijde van het windpark oostwaarts

Aan de oostzijde van het windpark kan een oostwaarts door de corridor varende schip een noordoostwaards langs het windpark varende schip ontmoeten. In dit geval wordt er wel vanuit gegaan dat het langs het park varende schip op 500m afstand van de turbines vaart. Het door de corridor varende schip is op weg naar IJmuiden en houdt daarom meer afstand tot de windturbines in het zuidelijke gedeelte van het windpark aan. Het schip uit de corridor is in dit geval uitwijkplichtig, en zal het noordoostwaarts varende schip vroegtijdig willen waarnemen.

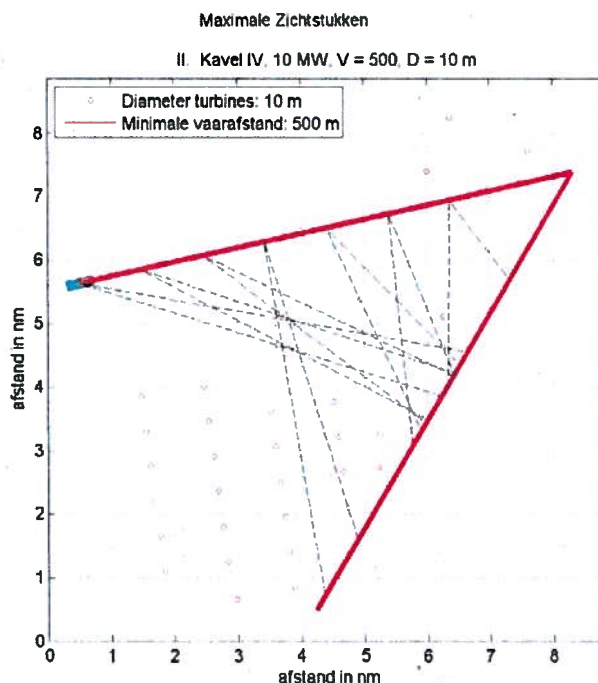
In Figuur 5-6 en Figuur 5-7 is de situatie voor de twee varianten weergegeven. Hierbij zijn ter indicatie de maximale zichtstukken voor het zuidwestwaarts varende schip voor diverse posities tijdens het naderen weergegeven. In de figuren is te zien dat de hoek tussen de lijnen behoorlijk groot is. Dit geeft aan dat het zicht op het traject van het andere schip goed is.

Figuur 5-8 laat zien dat voor beide varianten het laatste schaduwstuk op ongeveer 3.3 mijl voor de kruising ligt. Voor de 6 MW variant is dit schaduwstuk ongeveer 30m lang, en voor de 10 MW variant ongeveer 15m lang. Dit is in de onderste grafiek van Figuur 5-9 te zien.

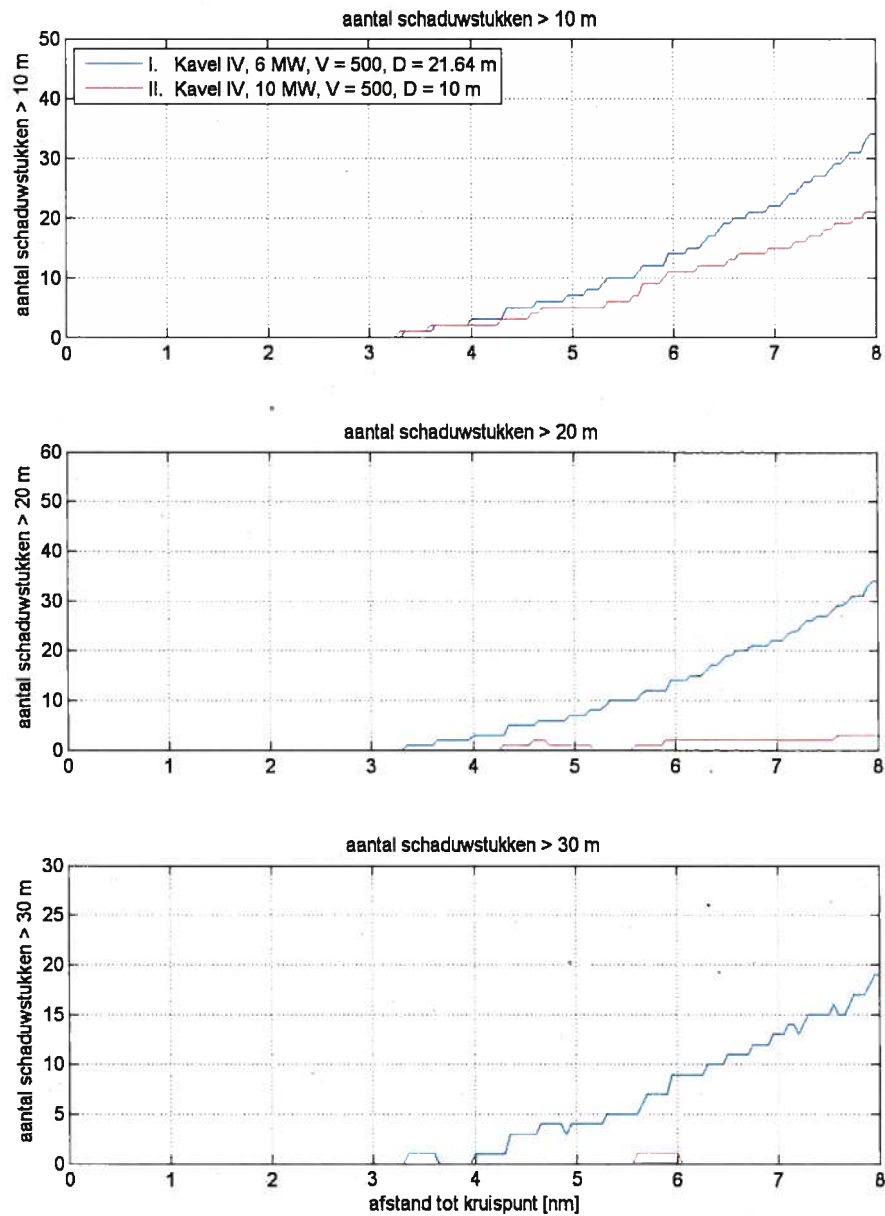
Gezien de grote afstand van het laatste schaduwstuk tot het kruispunt, is er bij deze ontmoetingssituatie geen hinder door zichtbelemmering door de windturbines.



Figuur 5-6 *Ontmoeting met een noordoostwaarts langs het windpark varende schip aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor de 6 MW variant met jackets*

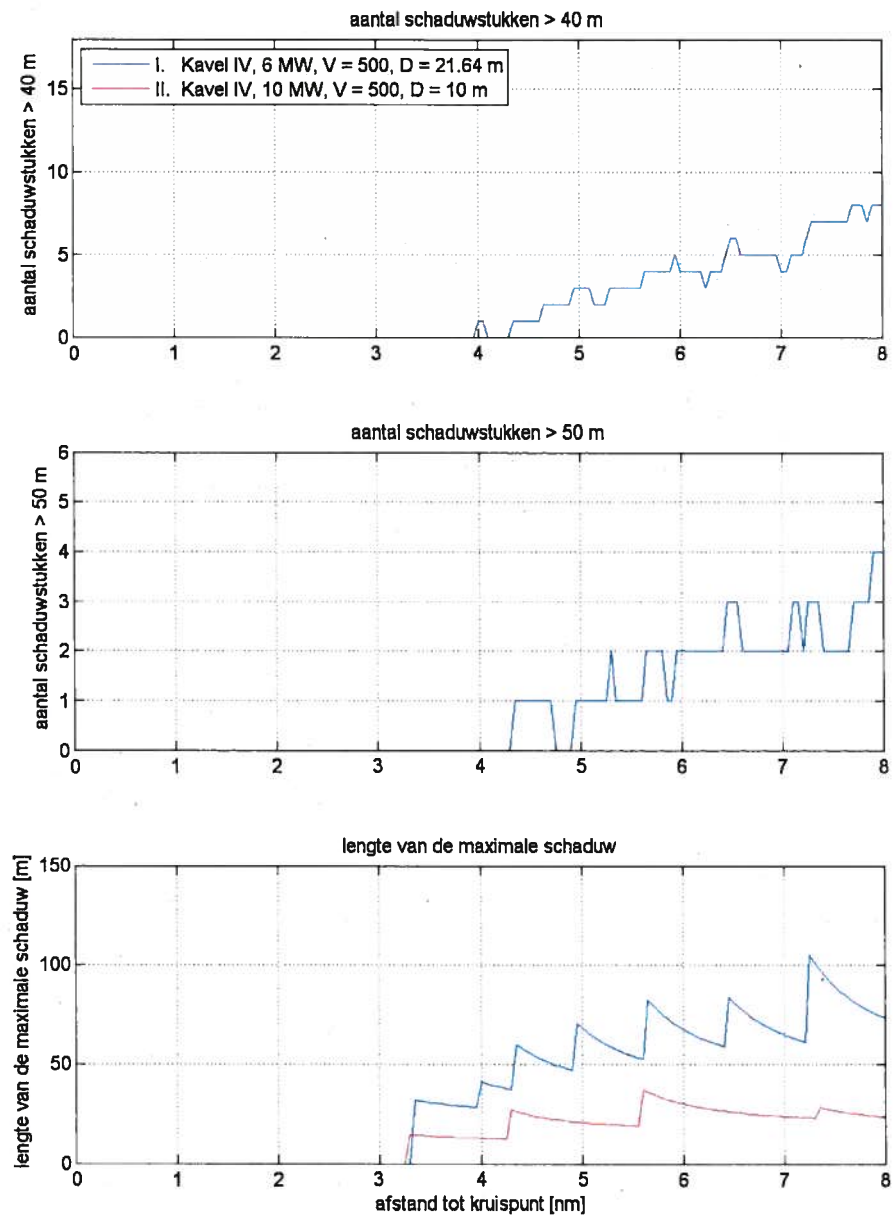


Figuur 5-7 *Ontmoeting met een noordoostwaarts langs het windpark varende schip aan de oostzijde van kavel IV, gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor de 10 MW variant met monopiles*



Figuur 5-8

Aantallen schaduwstukken >10m, >20m en >30m voor de ontmoeting aan de oostzijde van het park gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor beide varianten



Figuur 5-9

Aantallen schaduwstukken >40m en >50m, en de maximale lengte van schaduwstukken voor de ontmoeting aan de oostzijde van het park gezien vanuit het oostwaarts door de corridor varende schip voor beide varianten

6 MAATREGELEN

6.1 Gebruik van AIS

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT (ongeveer 55 m) wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System) aan boord te hebben die de positie van het schip continu uitzendt. Recentere wetgeving legt ook kleinere schepen zoals vissers en recreatievaart de verplichting op om AIS te gebruiken. Schepen die in de buurt varen kunnen de uitgezonden signalen met hun eigen AIS ontvangen, waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt.

AIS, mits geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug (zoals radar en/of elektronische zeekaart) en uitgaande van goede regelmatige overdracht van signalen, biedt in dat geval extra mogelijkheden om het kruisende schip vroegtijdig te zien, temeer daar AIS minder storingsgevoelig is dan radar door de aanwezigheid van windturbines in het windpark.

De goede regelmatige overdracht van signalen is hierbij wel een vereiste, en deze kan in het geding komen als de bandbreedte vol raakt en er niet voldoende time-slots beschikbaar zijn om elke twee seconden een positie update te geven. Hierdoor kunnen de posities uit de AIS van zulke schepen op de navigatiehulpmiddelen afwijken van de werkelijkheid en van de radar-posities. Een gegarandeerde AIS-dekking op zowel A- en B-niveau en een goede, regelmatige overdracht van signalen is daarbij wel een vereiste, en deze kan in het geding komen als de bandbreedte vol raakt en er niet voldoende time-slots beschikbaar zijn om elke twee seconden een positie update te geven. 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 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.

De verwachting is dat AIS, vooral wanneer AIS is geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug, de veiligheid op zee zal bevorderen. In het SAFESHIP-project en de harmonisatie van de aannamen ten behoeve van veiligheidsstudies voor windparken voor de Duitse autoriteiten [6] is geconcludeerd dat door AIS de kans dat een schip tegen een windturbine aanvaart (rammen) zal afnemen met 20%.

Inmiddels varen de meeste vissers met een AIS-transponder, en gaat ook het overige kleine verkeer (recreatie) steeds meer AIS gebruiken, juist vanwege het veiligheidsaspect (kleine schepen worden met correct werkende AIS infrastructuur "gezien" door grotere). Hierdoor zal het probleem van kruisende scheepvaart steeds minder groot worden, mits echter de positie-updates voor de kleinere schepen ook continu worden doorgegeven. Zoals boven beschreven is het niet gegarandeerd dat dit altijd het geval is.

Door AIS zal de kans op een aandrijving niet veranderen. Een hele kleine (eerder theoretische) reductie wordt verwacht doordat een te hulp geroepen sleepboot de positie van de drifter beter kent en ook doordat men met de AIS-data sneller in staat is de dichtstbijzijnde sleepboot naar de drifter te sturen.

6.2 Inzet van een ETV (Emergency Towing Vessel)

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 (ETV, Emergency Towing Vessel) wordt naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een dergelijke ETV kan een aandrijving voorkomen wanneer het schip de drifter kan bereiken voordat een windturbine wordt geraakt. De reductie van het aantal aandrijvingen hangt sterk af van de positie van de ETV op het moment van de melding. De thuishaven van de ETV is Den Helder. Bij een windkracht vanaf 5 Beaufort kan de ETV op wacht liggen in het Texel-verkeersscheidingsstelsel, omdat bij deze weersomstandigheden de kans op een drifter relatief groot is, evenals de kans op een aandrijving omdat de driftsnelheid relatief groot is.

De plaats van de ETV bij het verkeersscheidingsstelsel is gebaseerd op het huidige gevaar van een drifter met het oog op de offshore olie- en gasplatforms. Wanneer er veel windparken gebouwd gaan worden zou de positie van de ETV bij slecht weer kunnen veranderen. Om deze reden is de ETV niet in de standaardberekening opgenomen.

Voor Hollandse Kust (zuid) is het effect van de ETV op het aantal aandrijvingen niet berekend. Het positioneren van de ETV in de buurt van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zal de aandrijvingskansen voor kavel IV wel reduceren. Uit eerdere studies is gebleken dat dit kan leiden tot een reductie van meer dan 50% tot 80% (afhankelijk van de locatie van het windpark t.o.v. de positionering van de ETV).

7 CONCLUSIES

Voor twee windparkvarianten in kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaar- en aandrijfkansen van de turbines. Hierbij is uitgegaan van de situatie dat alle kavels in het windenergiegebied zijn bebouwd. Een analyse van de verkeersstromen maakt duidelijk dat dit uitgangspunt geen grote gevolgen heeft voor de resultaten. De verkeersstromen die door het gebied lopen en beïnvloed worden door aanwezigheid van windparken in de overige kavels, zijn relatief klein.

De bestudeerde varianten van kavel IV betreffen een variant van 63 6 MW windturbines op jackets, en een variant van 38 10 MW turbines op een monopile. Schepen tot 24m zullen door de windparken mogen varen. Voor deze schepen zijn de aanvarings- en aandrijvingskansen apart berekend.

Onderstaande tabel (Tabel 5-2) geeft de totale kansen per variant. Voor de 6 MW variant zijn de kansen hoger dan voor de 10 MW variant. Dit komt zowel door het hogere aantal turbines als door het gebruik van jackets binnen de eerste variant.

De totale aanvaar- en aandrijffrequentie door verkeer groter dan 24m is 0.03900 voor de 6 MW variant, en 0.01714 voor de 10 MW variant. Dit is equivalent aan respectievelijk eens per 25.6 jaar en 58.3 jaar. Voor schepen kleiner dan 24m is de aanvaar- en aandrijffrequentie respectievelijk 0.01517 voor de 6 MW variant en 0.00485 voor de 10 MW variant, oftewel respectievelijk eens per 65.9 jaar en 206.1 jaar. Het energieniveau bij aanvaring is voor schepen kleiner dan 24m te laag om tot schade aan de windturbine te komen.

Van de aantallen ram-aanvaringen wordt in de berekeningen van de schade aangenomen dat 10% frontaal plaatsvindt, en 90% van de schepen slechts schampt. De frequentie van frontale ram-aanvaringen is dus een factor 10 lager dan van alle ram-aanvaringen in onderstaande tabel. Voor de 6 MW variant voor routegebonden schepen is dit dus bijvoorbeeld 0.000017 (eens per 58824 jaar).

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
Kavel IV 6MW Schepen >24m	63	0.00017	0.01948	0.01367	0.00569	0.03900	25.6
Kavel IV 6MW Schepen <24m	63	0.00000	0.01371	0.00000	0.00146	0.01517	65.9
Kavel IV 10MW Schepen >24m	38	0.00007	0.00621	0.00783	0.00302	0.01714	58.3
Kavel IV 10MW Schepen <24m	38	0.00000	0.00420	0.00000	0.00065	0.00485	206.1

Als gevolg van de 6 MW variant wordt eens per 907 jaar een uitstroom van olie verwacht, terwijl dit voor de 10 MW eens per 1642 jaar is. De frequentie van uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het gehele NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine in kavel IV toe met respectievelijk 0.22% en 0.12%.

De frequentie van de uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aanvaring/aandrijving van het windpark is weergegeven in de volgende tabel (Tabel 5-7). De verwachte uitstroom is voor de 6 MW variant eens per 6706 jaar en voor de 10 MW variant eens per 11881 jaar.

Ecologische risico-indicator	Variant 6 MW	Variant 10 MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000044	0.000025
Hoog ecologisch risico	0.000009	0.000005
Gemiddeld ecologisch risico	0.000007	0.000004
Gering ecologisch risico	0.000058	0.000033
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000031	0.000017
Totaal	0.000149	0.000084
Eens in de ... jaar	6706	11881

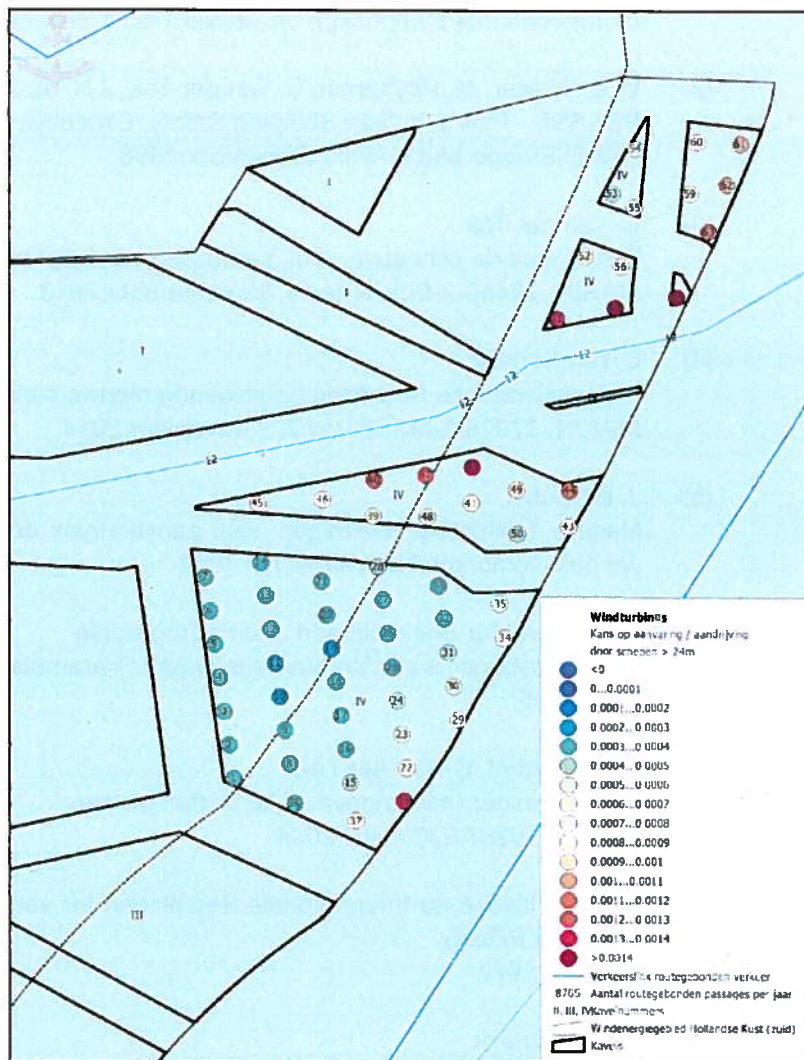
De kans op persoonlijk letsel bij een aanvaring en aandrijving is bijzonder klein. Bij de 6 MW variant is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een turbine 1.96×10^{-4} . Het verwachte aantal doden voor de 10 MW variant is 0.93×10^{-4} .

REFERENTIES

- [1] C. van der Tak, J.H. de Jong
Safety Management Assessment Ranking Tool (SMART)
8th International Symposium on Vessel Traffic Services 1996
- [2] W.E. Walker, M. Pöyhönen, C. van der Tak, J.H. de Jong
POLSSS - Policy for Sea Shipping Safety, Executive Summary
RAND Europe and MARIN, December 1998
- [3] C. van der Tak
Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied "Hollandse Kust"
MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013
- [4] L. van Schaijk
Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel
MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014
- [5] J. Barentse
Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie
Jacobs Comprimio Nederland, juli 2000
- [6] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"
BSH 2005
- [7] Y. Koldenhof, C. van der Tak
Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee
MARIN, 19287.630/4, juli 2004
- [8] Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (COLREGs)
Londen, 1972
- [9] L. van Schaijk
Actualisatie SAMSON – Niet-routegebonden verkeersdatabase
MARIN, 28556.602-1-MSCN-rev.0, 15 maart 2016

APPENDIX A1:

Resultaten kavel IV variant 6 MW



Figuur A1-1 Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines voor kavel IV variant 6 MW voor verkeer >24m

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 6 MW voor verkeer >24m

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	NB gmm.m	OL gmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
001.HKZ_IV_6MW	5216.4	404.1	0.000000	0.000011	0.000238	0.000070	0.000319	3136
002.HKZ_IV_6MW	5216.8	404.0	0.000000	0.000006	0.000234	0.000065	0.000305	3281
003.HKZ_IV_6MW	5217.3	403.9	0.000000	0.000003	0.000236	0.000062	0.000301	3318
004.HKZ_IV_6MW	5217.7	403.8	0.000000	0.000005	0.000237	0.000063	0.000306	3269
005.HKZ_IV_6MW	5218.2	403.7	0.000000	0.000008	0.000238	0.000064	0.000311	3216
006.HKZ_IV_6MW	5218.6	403.5	0.000000	0.000016	0.000239	0.000066	0.000321	3115
007.HKZ_IV_6MW	5219.1	403.4	0.000000	0.000047	0.000241	0.000069	0.000358	2796
008.HKZ_IV_6MW	5216.6	405.4	0.000000	0.000028	0.000227	0.000078	0.000332	3008
009.HKZ_IV_6MW	5217.1	405.3	0.000000	0.000013	0.000225	0.000070	0.000308	3245
010.HKZ_IV_6MW	5217.5	405.2	0.000000	0.000007	0.000225	0.000065	0.000297	3364

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R- schepen	N- schepen	R- schepen	N- schepen		
011.HKZ_IV_6MW	5218.0	405.0	0.000000	0.000007	0.000227	0.000065	0.000300	3337
012.HKZ_IV_6MW	5218.4	404.9	0.000000	0.000010	0.000229	0.000067	0.000307	3256
013.HKZ_IV_6MW	5218.9	404.8	0.000000	0.000022	0.000230	0.000070	0.000322	3101
014.HKZ_IV_6MW	5219.3	404.7	0.000000	0.000066	0.000233	0.000071	0.000370	2705
015.HKZ_IV_6MW	5216.4	406.7	0.000000	0.000164	0.000220	0.000092	0.000476	2101
016.HKZ_IV_6MW	5216.8	406.6	0.000000	0.000073	0.000219	0.000086	0.000378	2648
017.HKZ_IV_6MW	5217.3	406.5	0.000000	0.000035	0.000217	0.000079	0.000330	3026
018.HKZ_IV_6MW	5217.7	406.4	0.000000	0.000018	0.000218	0.000073	0.000310	3231
019.HKZ_IV_6MW	5218.2	406.2	0.000000	0.000011	0.000219	0.000069	0.000299	3344
020.HKZ_IV_6MW	5218.6	406.1	0.000000	0.000014	0.000220	0.000073	0.000307	3254
021.HKZ_IV_6MW	5219.1	406.0	0.000000	0.000031	0.000221	0.000075	0.000328	3053
022.HKZ_IV_6MW	5216.6	407.9	0.000002	0.000511	0.000201	0.000102	0.000815	1227
023.HKZ_IV_6MW	5217.0	407.8	0.000000	0.000256	0.000208	0.000089	0.000553	1808
024.HKZ_IV_6MW	5217.5	407.7	0.000000	0.000143	0.000211	0.000079	0.000433	2308
025.HKZ_IV_6MW	5217.9	407.6	0.000000	0.000097	0.000212	0.000076	0.000385	2600
026.HKZ_IV_6MW	5218.4	407.5	0.000000	0.000079	0.000212	0.000073	0.000363	2753
027.HKZ_IV_6MW	5218.8	407.4	0.000000	0.000079	0.000213	0.000073	0.000364	2744
028.HKZ_IV_6MW	5219.3	407.3	0.000000	0.000114	0.000213	0.000074	0.000402	2491
029.HKZ_IV_6MW	5217.2	409.1	0.000004	0.000465	0.000191	0.000096	0.000757	1322
030.HKZ_IV_6MW	5217.7	408.9	0.000001	0.000258	0.000191	0.000088	0.000538	1858
031.HKZ_IV_6MW	5218.1	408.8	0.000000	0.000156	0.000192	0.000082	0.000431	2320
032.HKZ_IV_6MW	5218.6	408.7	0.000000	0.000110	0.000195	0.000078	0.000384	2602
033.HKZ_IV_6MW	5219.0	408.6	0.000000	0.000095	0.000200	0.000077	0.000373	2682
034.HKZ_IV_6MW	5218.4	410.0	0.000004	0.000403	0.000187	0.000091	0.000685	1461
035.HKZ_IV_6MW	5218.8	409.9	0.000001	0.000233	0.000189	0.000086	0.000509	1967
036.HKZ_IV_6MW	5216.1	405.5	0.000000	0.000072	0.000228	0.000087	0.000387	2585
037.HKZ_IV_6MW	5215.9	406.8	0.000001	0.000453	0.000221	0.000105	0.000780	1282
038.HKZ_IV_6MW	5216.2	407.9	0.000004	0.000996	0.000202	0.000117	0.001320	758
039.HKZ_IV_6MW	5219.9	407.1	0.000002	0.000295	0.000218	0.000083	0.000598	1672
040.HKZ_IV_6MW	5220.4	407.1	0.000012	0.000934	0.000223	0.000094	0.001262	792
041.HKZ_IV_6MW	5220.1	409.2	0.000001	0.000314	0.000200	0.000093	0.000608	1645
042.HKZ_IV_6MW	5220.6	409.3	0.000005	0.001094	0.000204	0.000114	0.001418	705
043.HKZ_IV_6MW	5219.9	411.4	0.000004	0.000471	0.000186	0.000101	0.000762	1312
044.HKZ_IV_6MW	5220.3	411.4	0.000005	0.000872	0.000191	0.000116	0.001184	845
045.HKZ_IV_6MW	5220.1	404.6	0.000009	0.000445	0.000240	0.000074	0.000768	1302
046.HKZ_IV_6MW	5220.2	406.0	0.000005	0.000411	0.000228	0.000082	0.000726	1377
047.HKZ_IV_6MW	5220.5	408.3	0.000010	0.000966	0.000214	0.000105	0.001296	772
048.HKZ_IV_6MW	5220.0	408.3	0.000001	0.000251	0.000212	0.000085	0.000549	1821
049.HKZ_IV_6MW	5220.3	410.3	0.000001	0.000603	0.000196	0.000106	0.000906	1104
050.HKZ_IV_6MW	5219.8	410.3	0.000000	0.000188	0.000194	0.000090	0.000472	2120
051.HKZ_IV_6MW	5222.6	411.1	0.000012	0.000970	0.000211	0.000135	0.001329	752
052.HKZ_IV_6MW	5223.5	411.6	0.000004	0.000259	0.000217	0.000112	0.000594	1685
053.HKZ_IV_6MW	5224.3	412.2	0.000002	0.000148	0.000226	0.000106	0.000482	2077
054.HKZ_IV_6MW	5224.9	412.7	0.000003	0.000246	0.000241	0.000109	0.000599	1670
055.HKZ_IV_6MW	5224.1	412.7	0.000001	0.000177	0.000223	0.000104	0.000505	1980
056.HKZ_IV_6MW	5223.3	412.5	0.000003	0.000390	0.000217	0.000122	0.000731	1368
057.HKZ_IV_6MW	5222.8	412.4	0.000014	0.001111	0.000209	0.000142	0.001477	677
058.HKZ_IV_6MW	5223.0	413.7	0.000029	0.001315	0.000203	0.000141	0.001688	592
059.HKZ_IV_6MW	5224.3	414.0	0.000004	0.000352	0.000227	0.000117	0.000700	1429
060.HKZ_IV_6MW	5225.0	414.1	0.000005	0.000407	0.000241	0.000117	0.000771	1297
061.HKZ_IV_6MW	5225.0	415.1	0.000003	0.000637	0.000240	0.000121	0.001002	998
062.HKZ_IV_6MW	5224.5	414.8	0.000006	0.000734	0.000229	0.000128	0.001096	912
063.HKZ_IV_6MW	5223.8	414.4	0.000006	0.000770	0.000221	0.000130	0.001127	887
Totaal per jaar			0.000169	0.019476	0.013672	0.005694	0.039010	26
Dit is eens in .. jaar			5916	51	73	176	26	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor kavel IV variant 6 MW

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	0.000166	6024	0.013669	73	0.013835	72
N-schepen >24m	0.019475	51	0.005693	176	0.025168	40
Totaal schepen >24m	0.019641	51	0.019362	52	0.039003	26
N-schepen <24m	0.013707	73	0.001464	683	0.015171	66

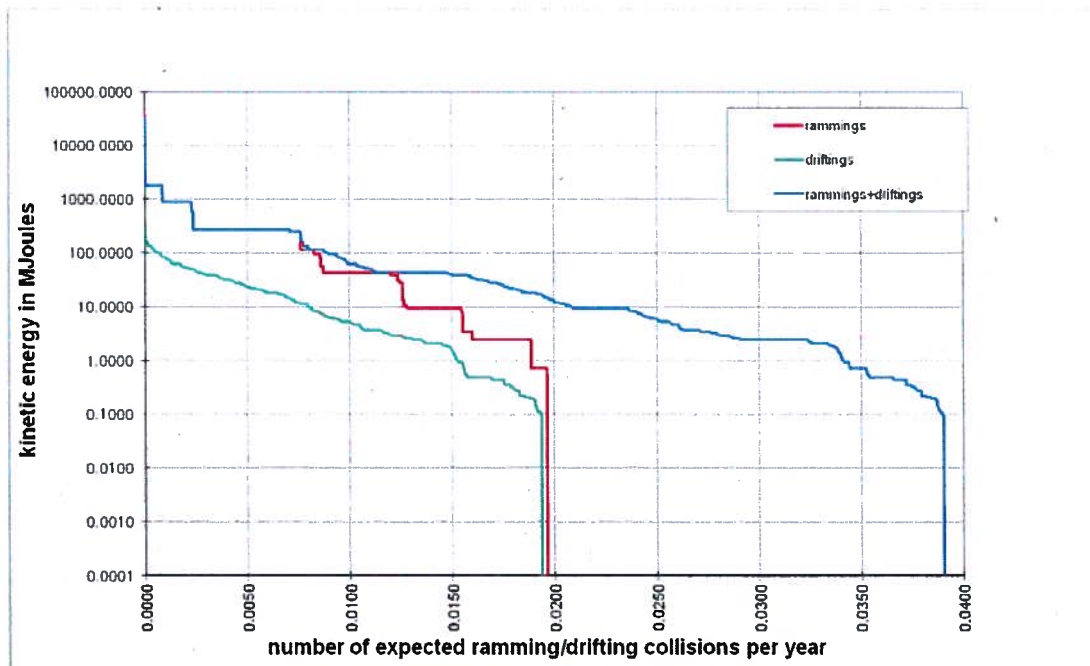
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos ¹	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.000000	0.001383	0.000009	0.001392
Chemicaliëntanker	0.000000	0.002723	0.000005	0.002728
Gastanker	0.000000	0.000228	0.000001	0.000229
Container+ RoRo	0.000003	0.004468	0.000023	0.004493
Ferry	0.000001	0.000125	0.000018	0.000144
Overige R-schepen	0.000007	0.004558	0.000289	0.004854
N-schepen >24m	0.000088	0.000202	0.024879	0.025169
Alle schepen >24m	0.000099	0.013687	0.025223	0.039009
N-schepen <24m	0.000000	0.000000	0.015171	0.015171

Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark in kavel IV variant 6 MW

Schade aan turbine	Rammen				Driften		Totaal		Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
	frontaal		Schampen		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen						
Geen	0.000000	0.002459	0.000000	0.025311	0.000619	0.006903	0.000619	0.034673	0.035292	28
Scheef	0.000000	0.000353	0.000002	0.001407	0.005757	0.000189	0.005759	0.001949	0.007708	130
Omvalen	0.000015	0.000463	0.000140	0.002895	0.007297	0.000065	0.007452	0.003423	0.010875	92
GosMos ¹	0.000002	0.000043	0.000010	0.000252	0.000000	0.000000	0.000011	0.000294	0.000306	3270
Totaal	0.000017	0.003318	0.000151	0.029864	0.013673	0.007157	0.013841	0.040339	0.054180	18

¹ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming



Figuur A1-2 *Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer >24m)*

Tabel A1-5 *Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van kavel IV variant 6 MW*

Kinetische energie in MJ	Rammen			Driften			Totaal		
	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal
<1	0.0%	24.2%	24.2%	0.2%	10.1%	10.3%	0.2%	34.4%	34.5%
1-3	0.0%	7.8%	7.8%	3.7%	2.0%	5.7%	3.7%	9.8%	13.5%
3-5	0.0%	0.8%	0.8%	3.8%	0.0%	3.8%	3.8%	0.8%	4.7%
5-10	0.0%	5.1%	5.1%	3.0%	0.7%	3.8%	3.0%	5.8%	8.9%
10-15	0.0%	0.3%	0.3%	1.8%	0.3%	2.1%	1.8%	0.6%	2.4%
15-50	0.0%	7.2%	7.2%	8.4%	0.0%	8.4%	8.4%	7.2%	15.6%
50-100	0.0%	0.8%	0.8%	3.1%	0.0%	3.1%	3.1%	0.8%	3.9%
100-200	0.2%	1.0%	1.2%	1.2%	0.0%	1.2%	1.4%	1.0%	2.4%
>200	0.1%	14.0%	14.1%	0.1%	0.0%	0.1%	0.2%	14.0%	14.1%
Totaal	0.3%	61.2%	61.6%	25.2%	13.2%	38.4%	25.5%	74.5%	100.0%

Tabel A1-6 *Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Uitstroom van bunkerolie in m ³	Kavel IV variant 6 MW		
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³
0.01-20	0.000002	597793	0.000
20-150	0.000741	1349	0.061
150-750	0.000224	4466	0.081
750-3000	0.000068	14657	0.086
3000-10000	0.000012	83820	0.055
Totaal	0.001047	955	0.284

Tabel A1-7 *Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Uitstroom van ladingolie in m ³	Kavel IV variant 6 MW		
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000001	1532337	0.000
750-3000	0.000006	179879	0.011
3000-10000	0.000019	52245	0.109
10000-30000	0.000022	45934	0.334
30000-100000	0.000007	142175	0.333
Totaal	0.000055	18140	0.919

Tabel A1-8 *Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine*

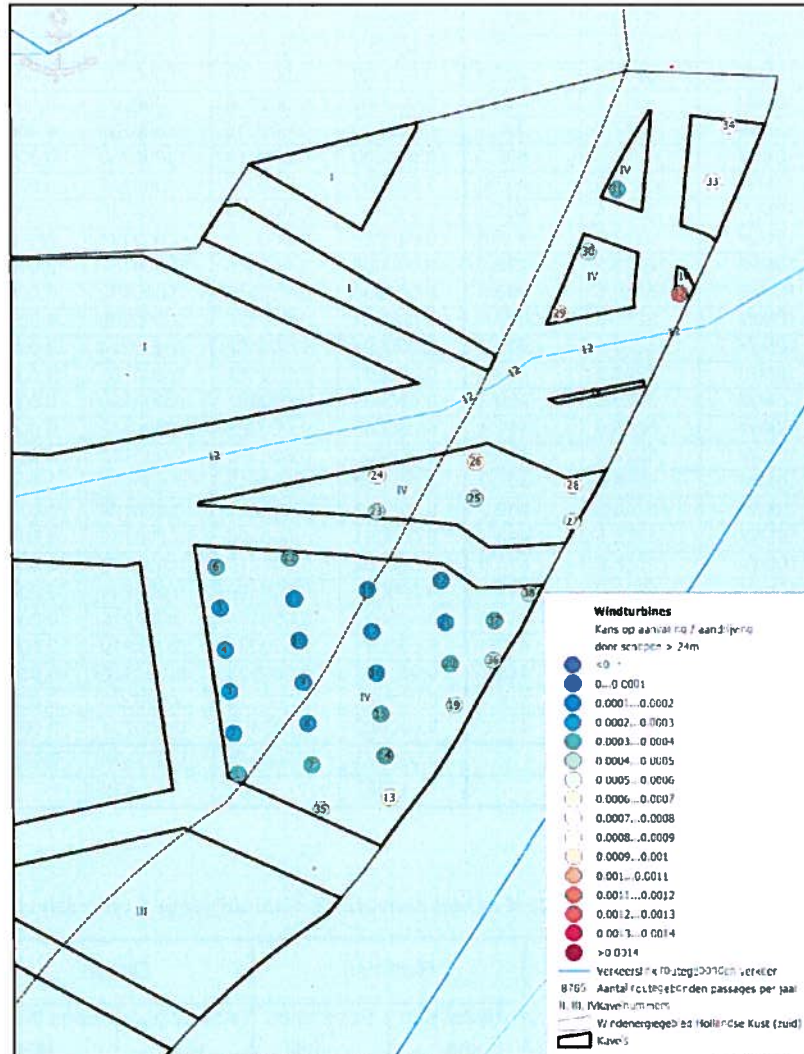
Kavel IV variant 6 MW	Bunkerolie			Ladingolie			Totaal
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³	Eens in de ... jaar
	0.001047	955	0.284	0.000055	18140	0.919	907

Tabel A1-9 *Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000044
Hoog ecologisch risico	0.000009
Gemiddeld ecologisch risico	0.000007
Gering ecologisch risico	0.000058
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000031
Totaal	0.000149
Eens in de ... jaar	6706

Tabel A1-10 *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		Groepsrisico
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar	Eens in de ... jaar meer dan 10 doden
Olietanker	0.000000	0.000000	2197802	1.15	0.000001	
Chemicaliëntanker	0.000000	0.000000	4545455	0.70	0.000000	
Gastanker	0.000000	0.000000			0.000000	
Container + RoRo	0.000000	0.000002	400000	26.26	0.000066	833333
Ferry	0.000000	0.000001	1428571	51.80	0.000036	1428571
Overige R-schepen	0.000001	0.000006	137552	0.82	0.000006	
N-schepen	0.000043	0.000252	3397	0.30	0.000088	
Totaal	0.000044	0.000261	3273	0.64	0.000196	526316

APPENDIX A2:
Resultaten kavel IV variant 10 MW


Figuur A2-1 Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 10 MW voor verkeer >24m

Tabel A2-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines kavel IV variant 10 MW voor verkeer >24m

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R- schepen	N- schepen	R- schepen	N- schepen		
001.HKZ_IV_10MW	5216.4	404.1	0.000000	0.000009	0.000226	0.000071	0.000306	3266
002.HKZ_IV_10MW	5217.0	404.0	0.000000	0.000005	0.000223	0.000067	0.000294	3401
003.HKZ_IV_10MW	5217.5	404.0	0.000000	0.000003	0.000225	0.000065	0.000294	3405
004.HKZ_IV_10MW	5218.1	403.8	0.000000	0.000005	0.000226	0.000060	0.000290	3448
005.HKZ_IV_10MW	5218.6	403.7	0.000000	0.000010	0.000226	0.000060	0.000297	3370
006.HKZ_IV_10MW	5219.2	403.6	0.000000	0.000037	0.000230	0.000060	0.000327	3057
007.HKZ_IV_10MW	5216.5	405.8	0.000000	0.000034	0.000213	0.000072	0.000318	3146
008.HKZ_IV_10MW	5217.1	405.6	0.000000	0.000012	0.000212	0.000065	0.000290	3452
009.HKZ_IV_10MW	5217.7	405.5	0.000000	0.000005	0.000212	0.000060	0.000277	3611
010.HKZ_IV_10MW	5218.2	405.5	0.000000	0.000006	0.000217	0.000059	0.000282	3543

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R- schepen	N- schepen	R- schepen	N- schepen		
011.HKZ_IV_10MW	5218.8	405.3	0.000000	0.000013	0.000216	0.000063	0.000292	3426
012.HKZ_IV_10MW	5219.3	405.2	0.000000	0.000042	0.000219	0.000064	0.000325	3077
013.HKZ_IV_10MW	5216.1	407.5	0.000001	0.000366	0.000204	0.000096	0.000668	1497
014.HKZ_IV_10MW	5216.7	407.4	0.000000	0.000108	0.000205	0.000080	0.000393	2542
015.HKZ_IV_10MW	5217.2	407.3	0.000000	0.000039	0.000205	0.000072	0.000316	3165
016.HKZ_IV_10MW	5217.8	407.1	0.000000	0.000018	0.000205	0.000067	0.000291	3442
017.HKZ_IV_10MW	5218.3	407.0	0.000000	0.000010	0.000206	0.000064	0.000279	3580
018.HKZ_IV_10MW	5218.9	407.0	0.000000	0.000016	0.000207	0.000065	0.000289	3458
019.HKZ_IV_10MW	5217.4	408.9	0.000001	0.000170	0.000185	0.000083	0.000439	2277
020.HKZ_IV_10MW	5217.9	408.8	0.000000	0.000073	0.000184	0.000078	0.000336	2978
021.HKZ_IV_10MW	5218.5	408.6	0.000000	0.000035	0.000187	0.000071	0.000292	3423
022.HKZ_IV_10MW	5219.0	408.5	0.000000	0.000019	0.000192	0.000067	0.000278	3602
023.HKZ_IV_10MW	5219.9	407.1	0.000001	0.000137	0.000209	0.000074	0.000422	2372
024.HKZ_IV_10MW	5220.4	407.1	0.000008	0.000502	0.000214	0.000082	0.000806	1241
025.HKZ_IV_10MW	5220.1	409.2	0.000001	0.000161	0.000192	0.000084	0.000437	2287
026.HKZ_IV_10MW	5220.6	409.3	0.000004	0.000681	0.000196	0.000103	0.000984	1016
027.HKZ_IV_10MW	5219.9	411.4	0.000003	0.000258	0.000179	0.000086	0.000526	1903
028.HKZ_IV_10MW	5220.3	411.4	0.000003	0.000535	0.000183	0.000102	0.000824	1214
035.HKZ_IV_10MW	5216.0	405.9	0.000000	0.000113	0.000216	0.000083	0.000413	2422
036.HKZ_IV_10MW	5218.0	409.7	0.000003	0.000221	0.000179	0.000083	0.000485	2060
037.HKZ_IV_10MW	5218.5	409.7	0.000001	0.000120	0.000181	0.000077	0.000379	2641
038.HKZ_IV_10MW	5218.9	410.5	0.000002	0.000212	0.000180	0.000081	0.000475	2106
029.HKZ_IV_10MW	5222.6	411.1	0.000009	0.000590	0.000204	0.000122	0.000924	1082
030.HKZ_IV_10MW	5223.5	411.7	0.000003	0.000114	0.000210	0.000100	0.000427	2340
031.HKZ_IV_10MW	5224.3	412.3	0.000001	0.000034	0.000219	0.000089	0.000344	2910
032.HKZ_IV_10MW	5222.9	413.7	0.000022	0.000823	0.000196	0.000125	0.001166	858
033.HKZ_IV_10MW	5224.4	414.4	0.000004	0.000270	0.000220	0.000110	0.000603	1658
034.HKZ_IV_10MW	5225.2	414.8	0.000003	0.000407	0.000234	0.000114	0.000759	1318
Totaal per jaar			0.000073	0.006215	0.007834	0.003024	0.017146	58
Dit is eens in .. jaar			13687	161	128	331	58	

Tabel A2-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor kavel IV variant 10 MW

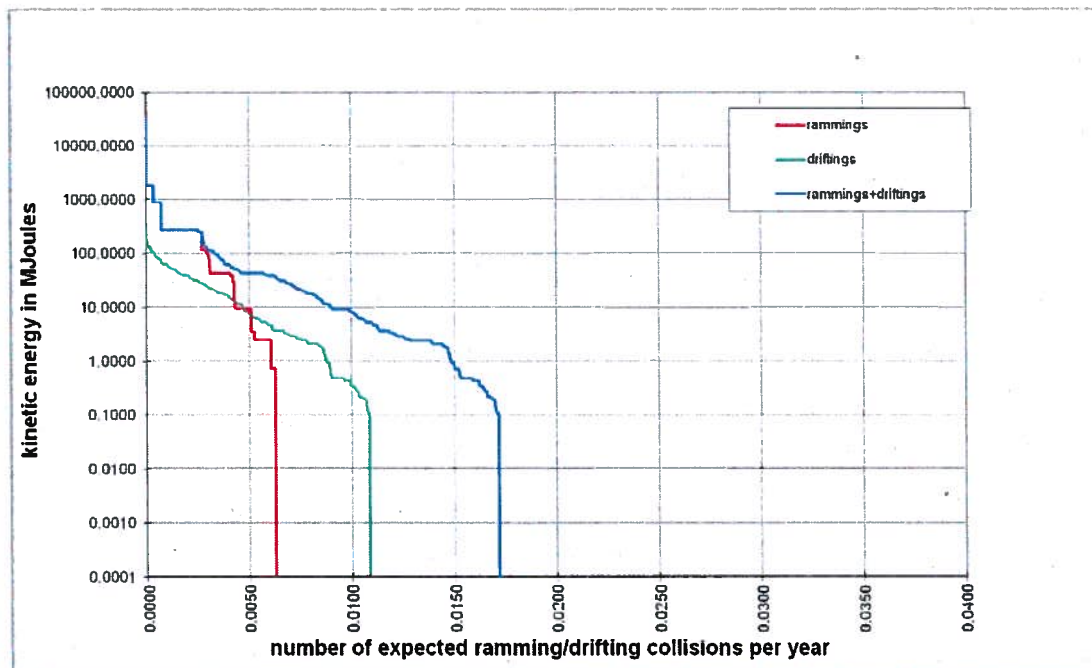
Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
R-schepen	0.000070	14286	0.007831	128	0.007901	127
N-schepen >24m	0.006214	161	0.003024	331	0.009238	108
Totaal schepen >24m	0.006284	159	0.010855	92	0.017139	58
N-schepen <24m	0.004201	238	0.000650	1537	0.004851	206

Tabel A2-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos ¹	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.000000	0.000809	0.000001	0.000810
Chemicaliëntanker	0.000000	0.001535	0.000005	0.001540
Gastanker	0.000000	0.000129	0.000000	0.000129
Container+ RoRo	0.000001	0.002622	0.000009	0.002632
Ferry	0.000000	0.000075	0.000008	0.000083
Overige R-schepen	0.000003	0.002569	0.000138	0.002710
N-schepen	0.000112	0.000121	0.009006	0.009239
Alle schepen >24m	0.000117	0.007860	0.009166	0.017143
N-schepen <24m	0.000000	0.000000	0.004851	0.004851

Tabel A2-4 Schade aan het totale windpark kavel IV variant 10 MW

Schade aan turbine	Rammen				Driften		Totaal		Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
	Frontaal		Schampen		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen						
Geen	0.000000	0.000738	0.000000	0.007790	0.000329	0.003524	0.000329	0.012052	0.012381	81
Scheef	0.000000	0.000127	0.000001	0.000380	0.003233	0.000113	0.003234	0.000620	0.003854	259
Omvallen	0.000007	0.000161	0.000061	0.001108	0.004274	0.000037	0.004341	0.001305	0.005647	177
GosMos ¹	0.000001	0.000015	0.000004	0.000096	0.000000	0.000000	0.000005	0.000112	0.000117	8562
Totaal	0.000007	0.001042	0.000066	0.009374	0.007836	0.003674	0.007909	0.014089	0.021998	45


Figuur A2-2 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer >24m)
¹ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel A2-5 *Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor kavel IV variant 10 MW*

Kinetische energie in MJ	Rammen			Driften			Totaal		
	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal
<1	0.0%	18.2%	18.2%	0.2%	12.3%	12.5%	0.2%	30.4%	30.6%
1-3	0.0%	5.6%	5.6%	5.0%	2.9%	7.9%	5.0%	8.5%	13.5%
3-5	0.0%	0.6%	0.6%	5.2%	0.0%	5.2%	5.2%	0.6%	5.8%
5-10	0.0%	3.6%	3.6%	4.2%	1.1%	5.3%	4.2%	4.6%	8.9%
10-15	0.0%	0.3%	0.3%	2.6%	0.4%	3.0%	2.6%	0.7%	3.2%
15-50	0.0%	5.5%	5.5%	12.0%	0.0%	12.0%	12.0%	5.5%	17.5%
50-100	0.0%	0.6%	0.7%	4.5%	0.0%	4.5%	4.5%	0.6%	5.1%
100-200	0.2%	0.9%	1.1%	1.8%	0.0%	1.8%	2.0%	0.9%	2.9%
>200	0.1%	12.2%	12.3%	0.1%	0.0%	0.1%	0.2%	12.2%	12.4%
Totaal	0.3%	47.4%	47.7%	35.6%	16.7%	52.3%	35.9%	64.1%	100.0%

Tabel A2-6 *Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Uitstroom van bunkerolie in m ³	Kavel IV variant 10 MW		
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³
0.01-20	0.000001	1156411	0.000
20-150	0.000401	2491	0.033
150-750	0.000128	7804	0.047
750-3000	0.000040	25085	0.051
3000-10000	0.000007	139517	0.033
Totaal	0.000577	1732	0.164

Tabel A2-7 *Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Uitstroom van ladingolie in m ³	Kavel IV variant 10 MW		
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000000	2749019	0.000
750-3000	0.000003	316251	0.006
3000-10000	0.000011	91128	0.063
10000-30000	0.000013	79567	0.193
30000-100000	0.000004	246330	0.193
Totaal	0.000032	31541	0.533

Tabel A2-8 *Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine*

Kavel IV variant 10 MW	Bunkerolie			Ladingolie			Totaal
	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³	Frequentie	Eens in de jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m ³	
	0.000577	1732	0.164	0.000032	31541	0.533	1642

Tabel A2-9 *Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine*

Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000025
Hoog ecologisch risico	0.000005
Gemiddeld ecologisch risico	0.000004
Gering ecologisch risico	0.000033
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000017
Totaal	0.000084
;Eens in de ... jaar	11881

Tabel A2-10 *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		Groepsrisico Eens in de ... jaar meer dan 10 doden
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar	
Olietanker	0.000000	0.000000	10000000	1.70	0.000000	
Chemicaliëntanker	0.000000	0.000000	18181818	0.70	0.000000	
Gastanker	0.000000	0.000000			0.000000	
Container + RoRo	0.000000	0.000001	11111111	30.41	0.000027	2500000
Ferry	0.000000	0.000000	33333333	72.93	0.000022	33333333
Overige R-schepen	0.000001	0.000003	307220	0.87	0.000003	
N-schepen	0.000015	0.000096	8931	0.37	0.000041	
Totaal	0.000016	0.000100	8577	0.80	0.000093	1428571



PARK - Main Result

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

Wake Model N.O. Jensen (RISØ/EMD)

Calculation Settings

Air density calculation mode Individual per WTG
Result for WTG at hub altitude 1,234 kg/m³
Air density relative to standard 100,8 %
Hub altitude above sea level (asl) 102,0 m
Annual mean temperature at hub alt. 9,3 °C
Pressure at WTGs 1.000,8 hPa

Wake Model Parameters

Terrain type Wake decay constant
Offshore & Water areas 0,040

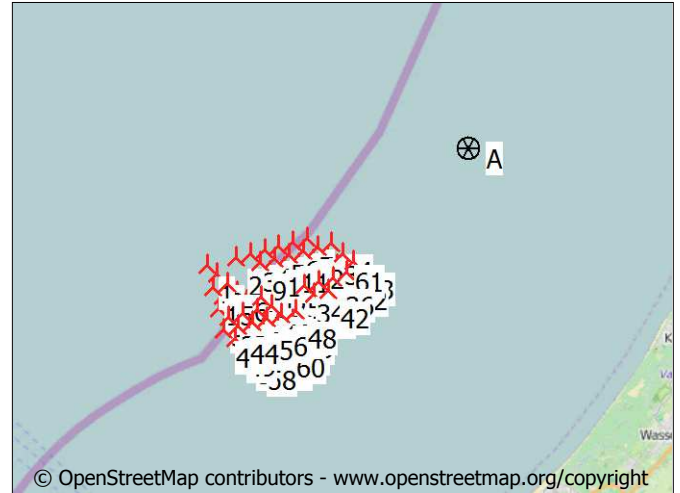
Displacement heights from objects

Wake calculation settings

Angle [°] **Wind speed [m/s]**
start end step start end step
0,5 360,0 1,0 0,5 30,5 1,0

Wind statistics NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

WAsP version WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100



Key results for height 100,0 m above ground level

Terrain UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

Easting	Northing	Name of wind distribution	Type	Wind energy [kWh/m ²]	Mean wind speed [m/s]	Equivalent roughness
A 582.068	5.796.386	Site data: Hollandse Kust Zuid	WAsP (WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100)	5.718	8,4	-1,0

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Specific results*)						
	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Park efficiency [%]	Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	Mean wind speed @hub height [m/s]
Wind farm	1.400.867,5	1.611.830,9	86,9	42,3	22.236,0	3.706	8,4

*) Based on wake reduced results, but no other losses included

Calculated Annual Energy for each of 63 new WTGs with total 378,0 MW rated power

Links	WTG type		Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy Park				
	Valid	Manufact.					Creator	Name	Result [MWh]	Efficiency [%]	Capacity factor [%]	Free mean wind speed [m/s]	
1	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	24.550,2	96,19	46,7	8,38
2	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.667,2	92,52	45,0	8,39
3	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.226,0	90,70	44,2	8,40
4	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.785,9	88,92	43,3	8,41
5	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.532,6	87,86	42,8	8,41
6	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.457,3	87,52	42,7	8,42
7	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.715,0	88,47	43,2	8,42
8	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.656,0	92,63	45,0	8,38
9	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.492,3	87,83	42,8	8,40
10	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.902,4	85,45	41,6	8,41
11	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.662,4	84,46	41,2	8,41
12	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.735,1	84,70	41,3	8,42
13	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.011,6	85,75	41,9	8,42
14	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.721,3	88,49	43,2	8,42
15	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.774,8	93,17	45,2	8,37
16	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.805,3	89,26	43,4	8,38
17	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.992,2	85,86	41,8	8,40
18	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.460,8	83,73	40,8	8,41
19	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.371,4	83,33	40,6	8,41
20	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.397,9	83,40	40,7	8,42
21	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.781,8	84,87	41,4	8,42
22	A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.912,4	89,75	43,6	8,38

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

...continued from previous page

Links	WTG type			Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Power curve		Annual Energy Park			
	Valid	Manufact.	Type-generator				Creator	Name	Result	Efficiency	Capacity factor	Free mean wind speed
				[kW]	[m]	[m]			[MWh]	[%]	[%]	[m/s]
23 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.118,2	86,56	42,1	8,38
24 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.933,9	85,76	41,7	8,39
25 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.758,8	84,94	41,4	8,40
26 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.564,6	84,13	41,0	8,41
27 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.320,2	83,14	40,5	8,41
28 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.489,8	83,79	40,9	8,42
29 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.939,8	85,52	41,7	8,42
30 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.488,1	92,09	44,7	8,37
31 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.156,4	86,77	42,1	8,38
32 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.588,3	84,46	41,0	8,39
33 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.470,8	83,94	40,8	8,39
34 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.883,3	85,39	41,6	8,41
35 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.758,7	84,88	41,4	8,41
36 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.048,8	85,99	41,9	8,41
37 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.737,4	89,13	43,2	8,37
38 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.712,6	85,03	41,3	8,38
39 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.229,8	83,06	40,4	8,39
40 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.316,7	83,34	40,5	8,39
41 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.467,6	87,70	42,7	8,41
42 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.705,6	88,61	43,2	8,41
43 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.522,5	92,31	44,7	8,36
44 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.198,4	87,02	42,2	8,37
45 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.352,1	83,62	40,6	8,38
46 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	20.959,7	82,03	39,9	8,39
47 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.170,5	82,79	40,3	8,39
48 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.890,0	85,55	41,6	8,40
49 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.144,1	90,80	44,0	8,37
50 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.945,8	86,02	41,7	8,37
51 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.368,8	83,69	40,6	8,38
52 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.273,2	83,26	40,4	8,39
53 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.748,2	85,06	41,3	8,39
54 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.122,2	90,74	44,0	8,37
55 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.004,8	86,27	41,8	8,37
56 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.612,4	84,65	41,1	8,38
57 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	21.884,9	85,66	41,6	8,39
58 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.373,0	91,72	44,4	8,37
59 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.727,2	89,10	43,2	8,37
60 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.668,6	88,79	43,1	8,38
61 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.662,9	88,31	43,1	8,42
62 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	22.877,1	89,21	43,5	8,42
63 A	No	Siemens	SWT-6.0-154-6.000	6.000	154,0	102,0	USER	SWT-6.0-154	23.059,7	89,89	43,8	8,42

Annual Energy results do not include any losses apart from wake losses. Additional losses and uncertainty must be considered for an investment decision.

WTG siting

UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

	Easting	Northing	Z	Row data/Description
			[m]	
1 New	564.771	5.788.336	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (986)
2 New	566.669	5.788.877	0,0	74,8°, 986,6 m
3 New	567.618	5.789.147	0,0	
4 New	568.567	5.789.418	0,0	
5 New	569.515	5.789.689	0,0	
6 New	570.464	5.789.960	0,0	
7 New	571.413	5.790.231	0,0	
8 New	565.439	5.787.757	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (988)
9 New	568.286	5.788.569	0,0	74,8°, 986,6 m
10 New	569.235	5.788.839	0,0	
11 New	570.183	5.789.111	0,0	
12 New	571.132	5.789.382	0,0	

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

...continued from previous page

UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

	Easting	Northing	Z	Row data/Description
			[m]	
13 New	572.081	5.789.653	0,0	
14 New	573.029	5.789.925	0,0	
15 New	565.159	5.786.908	0,0	74,8°, 986,6 m
16 New	566.108	5.787.178	0,0	
17 New	568.954	5.787.990	0,0	74,8°, 986,6 m
18 New	569.903	5.788.261	0,0	
19 New	570.851	5.788.532	0,0	
20 New	571.800	5.788.803	0,0	
21 New	572.749	5.789.075	0,0	
22 New	565.827	5.786.329	0,0	74,8°, 986,6 m
23 New	566.776	5.786.599	0,0	
24 New	567.725	5.786.870	0,0	
25 New	569.622	5.787.411	0,0	74,8°, 986,6 m
26 New	570.571	5.787.682	0,0	
27 New	571.520	5.787.954	0,0	
28 New	572.468	5.788.225	0,0	
29 New	573.417	5.788.497	0,0	
30 New	565.546	5.785.479	0,0	74,8°, 986,6 m
31 New	566.495	5.785.750	0,0	
32 New	567.444	5.786.020	0,0	
33 New	568.393	5.786.291	0,0	
34 New	571.239	5.787.104	0,0	74,8°, 986,6 m
35 New	572.188	5.787.375	0,0	
36 New	573.136	5.787.647	0,0	
37 New	566.215	5.784.900	0,0	74,8°, 986,6 m
38 New	567.164	5.785.171	0,0	
39 New	568.112	5.785.441	0,0	
40 New	569.061	5.785.712	0,0	
41 New	571.907	5.786.526	0,0	74,8°, 986,6 m
42 New	572.856	5.786.797	0,0	
43 New	565.934	5.784.051	0,0	74,8°, 986,6 m
44 New	566.883	5.784.321	0,0	
45 New	567.832	5.784.592	0,0	
46 New	568.780	5.784.863	0,0	
47 New	569.729	5.785.134	0,0	
48 New	570.678	5.785.405	0,0	
49 New	566.700	5.783.531	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (999)
50 New	567.598	5.783.825	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1000)
51 New	568.561	5.784.167	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1001)
52 New	569.486	5.784.452	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1002)
53 New	570.487	5.784.747	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1003)
54 New	567.326	5.783.022	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1004)
55 New	568.299	5.783.345	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1005)
56 New	569.243	5.783.697	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1006)
57 New	570.214	5.784.086	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1007)
58 New	568.036	5.782.618	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1008)
59 New	569.036	5.783.027	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1009)
60 New	569.947	5.783.459	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1010)
61 New	573.756	5.789.251	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1011)
62 New	574.086	5.788.066	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1012)
63 New	574.483	5.788.729	0,0	Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! hub: 102,0 m (TOT: 179,0 m) (1013)

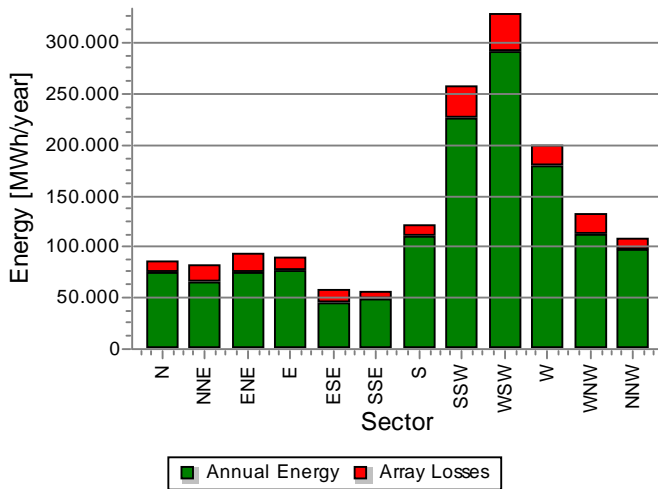
PARK - Production Analysis

Calculation: 6MW alternatief: Kavel IIIWTG: All new WTGs, Air density 1,234 kg/m³

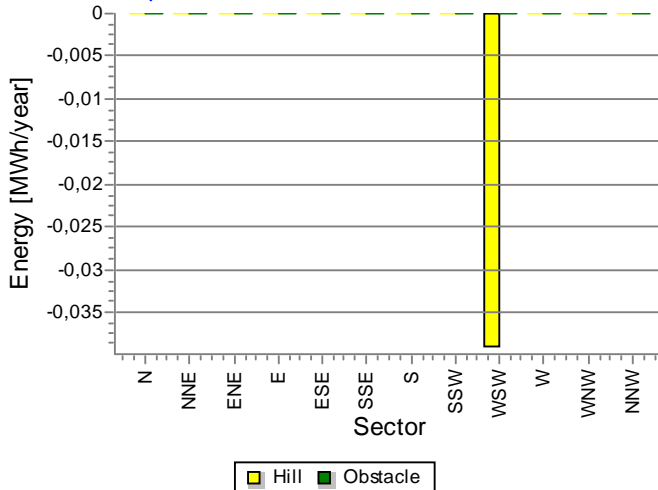
Directional Analysis

Sector		0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Roughness based energy	[MWh]	85.426,9	82.028,1	92.825,8	89.766,6	57.310,2	56.052,7	120.827,7	258.372,1	328.636,6	199.752,7	133.381,8	107.449,6	1.611.830,6
-Decrease due to array losses	[MWh]	9.910,9	17.259,4	17.553,6	13.995,3	12.522,8	6.608,9	10.095,5	32.043,6	37.499,4	21.067,9	21.599,7	10.806,4	210.963,4
Resulting energy	[MWh]	75.516,0	64.768,8	75.272,2	75.771,4	44.787,3	49.443,8	110.732,2	226.328,5	291.137,2	178.684,8	111.782,1	96.643,1	1.400.867,1
Specific energy	[kWh/m ²]													1.194
Specific energy	[kWh/kW]													3.706
Decrease due to array losses	[%]	11,6	21,0	18,9	15,6	21,9	11,8	8,4	12,4	11,4	10,5	16,2	10,1	13,09
Utilization	[%]	28,7	27,2	27,1	28,2	27,3	28,5	22,0	17,4	17,4	19,0	20,7	24,9	20,8
Operational	[Hours/year]	578	555	560	550	410	391	609	1.065	1.375	965	740	651	8.447
Full Load Equivalent	[Hours/year]	200	171	199	200	118	131	293	599	770	473	296	256	3.706

Energy vs. sector



Impact of hills and obstacles vs. sector



PARK - Power Curve Analysis

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III **WTG: 1** - Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! SWT-6.0-154, Hub height: 102,0 m

Name: SWT-6.0-154

Source: Standard PC and Ct Fryslan offshore wind farm, Siemens Doc E-R-WP-CTO-400000-9504-00

Source/Date	Created by	Created	Edited	Stop wind speed [m/s]	Power control	CT curve type	Generator type	Specific power kW/m ²
11-7-2013	USER	21-4-2015	21-4-2015	25,0	Pitch	User defined	Variable	0,32

HP curve comparison - Note: For standard air density and weibull k parameter = 2

Vmean HP value Pitch, variable speed (2013)	[m/s]	5	6	7	8	9	10
Siemens SWT-6.0-154 6000 154.0 !O! SWT-6.0-154	[MWh]	9.537	14.649	19.654	24.160	27.993	31.082
Check value	[MWh]	9.360	14.342	19.280	23.759	27.577	30.641
	[%]	2	2	2	2	2	1

The table shows comparison between annual energy production calculated on basis of simplified "HP-curves" which assume that all WTGs performs quite similar - only specific power loading (kW/m²) and single/dual speed or stall/pitch decides the calculated values. Productions are without wake losses.
For further details, ask at the Danish Energy Agency for project report J.nr. 51171/00-0016 or see windPRO manual chapter 3.5.2.
The method is refined in EMD report "20 Detailed Case Studies comparing Project Design Calculations and actual Energy Productions for Wind Energy Projects worldwide", jan 2003.
Use the table to evaluate if the given power curve is reasonable - if the check value are lower than -5%, the power curve probably is too optimistic due to uncertainty in power curve measurement.

Power curve

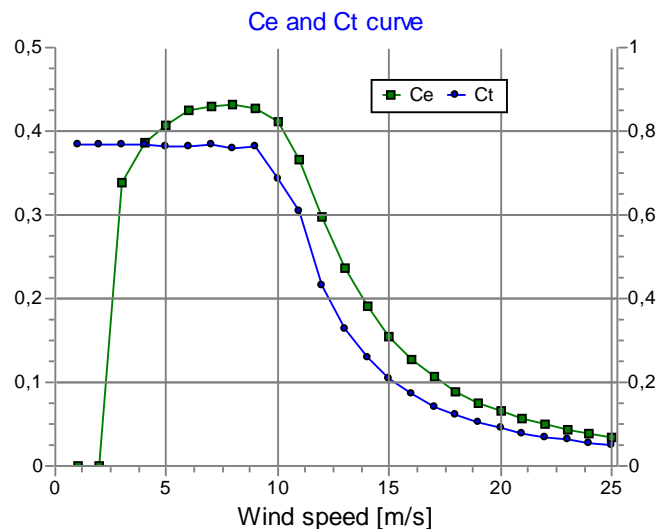
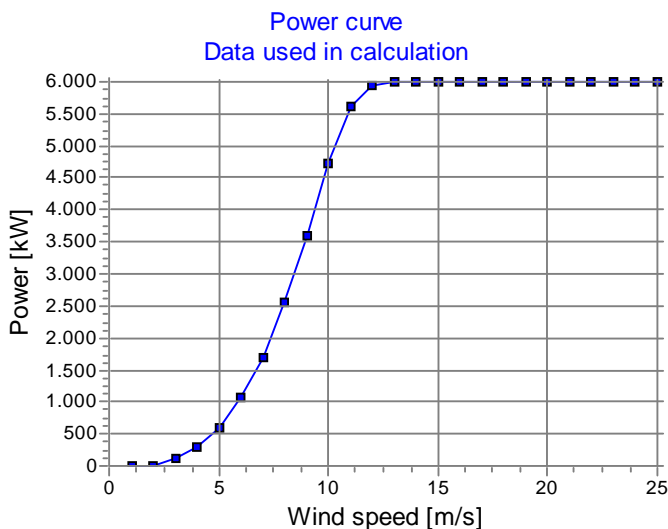
Original data, Air density: 1,225 kg/m³

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Ce	Wind speed [m/s]	Ct curve
3,0	104,0	0,34	3,0	0,77
4,0	281,0	0,38	4,0	0,77
5,0	580,0	0,41	5,0	0,76
6,0	1.048,0	0,43	6,0	0,76
7,0	1.677,0	0,43	7,0	0,77
8,0	2.527,0	0,43	8,0	0,76
9,0	3.562,0	0,43	9,0	0,76
10,0	4.695,0	0,41	10,0	0,69
11,0	5.594,0	0,37	11,0	0,61
12,0	5.929,0	0,30	12,0	0,43
13,0	5.992,0	0,24	13,0	0,33
14,0	5.999,0	0,19	14,0	0,26
15,0	6.000,0	0,16	15,0	0,21
16,0	6.000,0	0,13	16,0	0,17
17,0	6.000,0	0,11	17,0	0,14
18,0	6.000,0	0,09	18,0	0,12
19,0	6.000,0	0,08	19,0	0,10
20,0	6.000,0	0,07	20,0	0,09
21,0	6.000,0	0,06	21,0	0,08
22,0	6.000,0	0,05	22,0	0,07
23,0	6.000,0	0,04	23,0	0,06
24,0	6.000,0	0,04	24,0	0,05
25,0	6.000,0	0,03	25,0	0,05

Power, Efficiency and energy vs. wind speed

Data used in calculation, Air density: 1,234 kg/m³ New windPRO method (adjusted IEC method, improved to match turbine control) <RECOMMENDED>

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Ce	Interval [m/s]	Energy [MWh]	Acc. Energy [MWh]	Relative [%]
1,0	0,0	0,00	0,50- 1,50	0,0	0,0	0,0
2,0	0,0	0,00	1,50- 2,50	3,1	3,1	0,0
3,0	105,3	0,34	2,50- 3,50	55,1	58,2	0,2
4,0	283,9	0,39	3,50- 4,50	199,0	257,2	1,0
5,0	585,7	0,41	4,50- 5,50	466,4	723,6	2,9
6,0	1.057,3	0,43	5,50- 6,50	889,7	1.613,3	6,6
7,0	1.691,6	0,43	6,50- 7,50	1.451,7	3.065,0	12,5
8,0	2.547,6	0,43	7,50- 8,50	2.090,7	5.155,7	21,0
9,0	3.589,2	0,43	8,50- 9,50	2.686,9	7.842,6	31,9
10,0	4.722,0	0,41	9,50-10,50	3.061,8	10.904,3	44,4
11,0	5.606,7	0,37	10,50-11,50	3.048,2	13.952,6	56,8
12,0	5.931,8	0,30	11,50-12,50	2.673,3	16.625,9	67,7
13,0	5.992,3	0,24	12,50-13,50	2.153,4	18.779,3	76,5
14,0	5.999,1	0,19	13,50-14,50	1.658,9	20.438,2	83,3
15,0	6.000,0	0,15	14,50-15,50	1.243,6	21.681,8	88,3
16,0	6.000,0	0,13	15,50-16,50	911,5	22.593,4	92,0
17,0	6.000,0	0,11	16,50-17,50	653,9	23.247,3	94,7
18,0	6.000,0	0,09	17,50-18,50	458,9	23.706,2	96,6
19,0	6.000,0	0,08	18,50-19,50	314,5	24.020,7	97,8
20,0	6.000,0	0,07	19,50-20,50	210,2	24.230,9	98,7
21,0	6.000,0	0,06	20,50-21,50	136,7	24.367,6	99,3
22,0	6.000,0	0,05	21,50-22,50	86,4	24.454,0	99,6
23,0	6.000,0	0,04	22,50-23,50	53,0	24.507,0	99,8
24,0	6.000,0	0,04	23,50-24,50	31,5	24.538,6	100,0
25,0	6.000,0	0,03	24,50-25,50	11,6	24.550,2	100,0



Project:

715082

Licensed user:

Pondera Consult B.V.

Welbergweg 49

NL-7556 PE Hengelo

0031742489940

Andrew Beltau / a.beltau@ponderaconsult.com

Calculated:

26-10-2016 17:22/3.1.582

PARK - Terrain

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III **Site Data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid

Obstacles:

No obstacles

Roughness:

Terrain data files used in calculation:

\\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\ROUGHNESSLINE_715082_0.wpo

Min X: 545.283, Max X: 604.617, Min Y: 5.765.924, Max Y: 5.826.915, Width: 59.334 m, Height: 60.991 m

Orography:

Terrain data files used in calculation:

\\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\MAPFILES_715082_0.map

Min X: 547.001, Max X: 599.603, Min Y: 5.774.102, Max Y: 5.815.670, Width: 52.602 m, Height: 41.568 m

PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III **Wind data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid; Hub height: 102,0

Site coordinates

UTM (north)-ETRS89 Zone: 31
East: 582.068 North: 5.796.386

Wind statistics

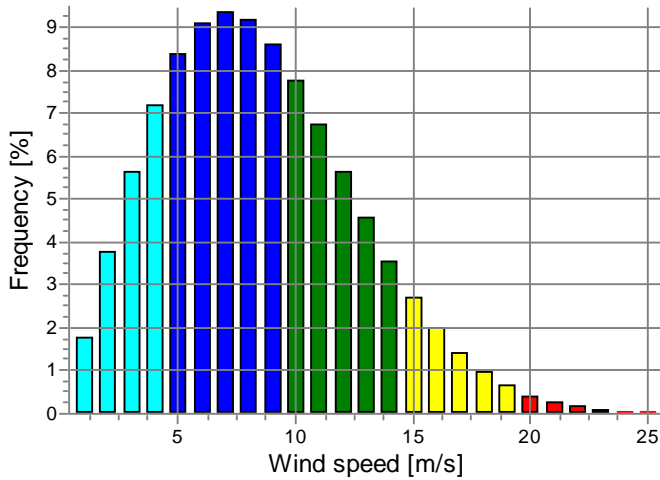
NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

Weibull Data

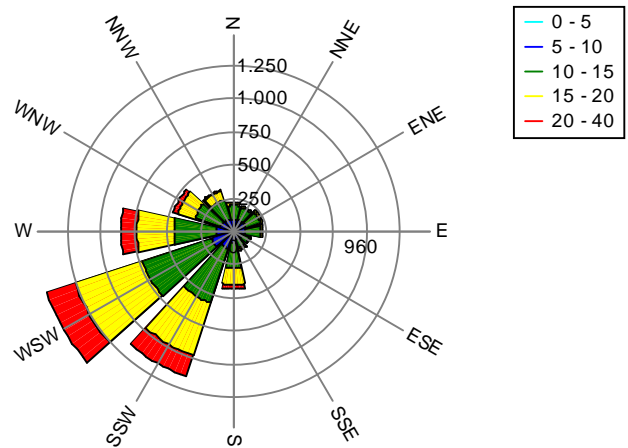
Current site

Sector	A- parameter [m/s]	Wind speed [m/s]	k- parameter	Frequency [%]
0 N	7,96	7,05	2,275	6,8
1 NNE	7,98	7,08	2,471	6,6
2 ENE	8,41	7,47	2,600	6,6
3 E	8,30	7,37	2,564	6,5
4 ESE	7,69	6,81	2,432	4,8
5 SSE	7,87	6,97	2,213	4,6
6 S	9,75	8,64	2,182	7,1
7 SSW	11,41	10,12	2,377	12,5
8 WSW	11,30	10,01	2,322	16,3
9 W	10,25	9,08	2,092	11,5
10 WNW	9,18	8,14	2,049	8,8
11 NNW	8,53	7,56	2,100	7,7
All	9,52	8,43	2,115	100,0

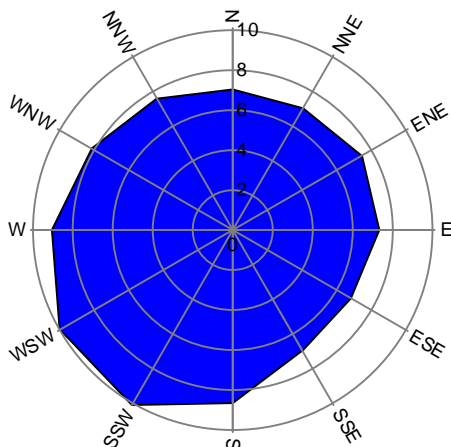
Weibull Distribution



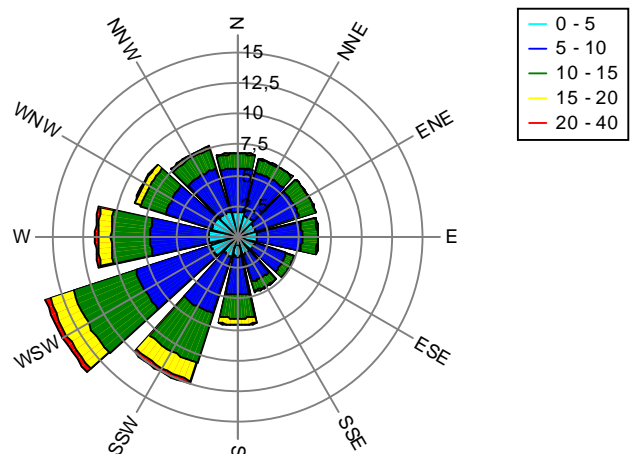
Energy Rose (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III **Wind data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid; Hub height: 100,0

Site coordinates

UTM (north)-ETRS89 Zone: 31
East: 582.068 North: 5.796.386

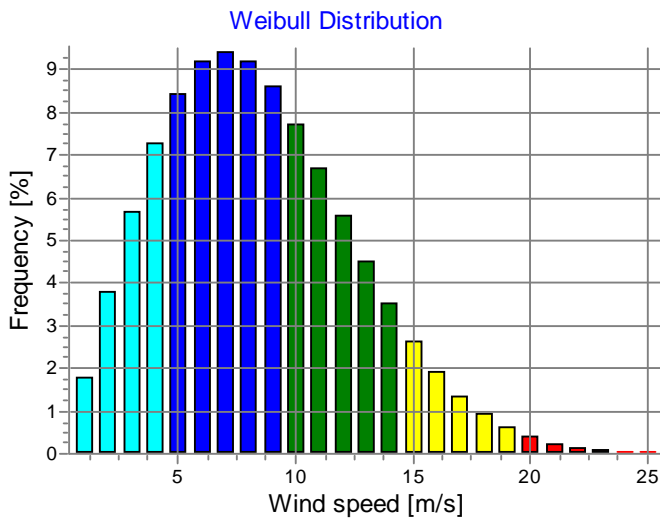
Wind statistics

NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

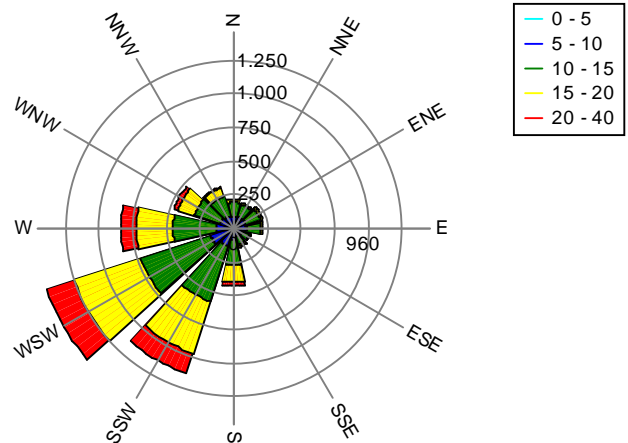
Weibull Data

Current site

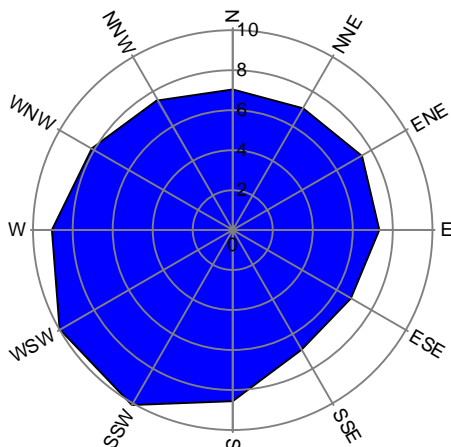
Sector	A- parameter [m/s]	Wind speed [m/s]	k- parameter	Frequency [%]
0 N	7,91	7,01	2,279	6,8
1 NNE	7,93	7,03	2,475	6,6
2 ENE	8,35	7,42	2,604	6,6
3 E	8,24	7,32	2,568	6,5
4 ESE	7,64	6,77	2,432	4,8
5 SSE	7,82	6,92	2,217	4,6
6 S	9,69	8,59	2,186	7,1
7 SSW	11,36	10,07	2,381	12,5
8 WSW	11,24	9,96	2,326	16,3
9 W	10,20	9,03	2,096	11,5
10 WNW	9,12	8,08	2,053	8,8
11 NNW	8,47	7,51	2,100	7,7
All	9,47	8,38	2,119	100,0



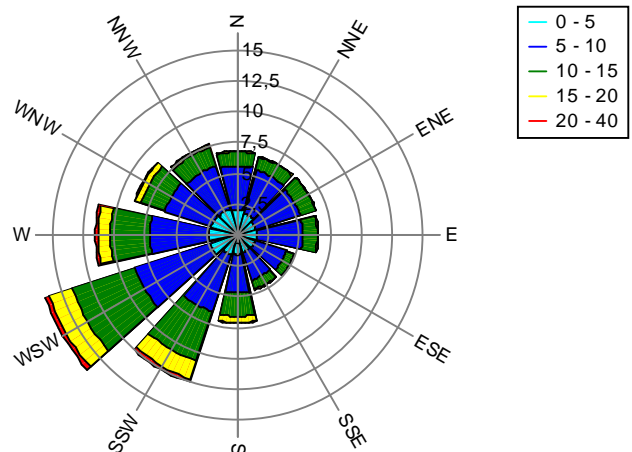
Energy Rose (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



PARK - Park power curve

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

Wind speed [m/s]	Power														
	Free WTGs [kW]	Park WTGs [kW]	N [kW]	NNE [kW]	ENE [kW]	E [kW]	ESE [kW]	SSE [kW]	S [kW]	SSW [kW]	WSW [kW]	W [kW]	WNW [kW]	NNW [kW]	
0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2,5	1.045	346	422	305	287	350	340	440	444	309	280	332	346	440	
3,5	12.223	8.477	9.590	7.870	8.012	8.729	7.723	9.541	9.616	7.824	8.007	8.710	7.708	9.555	
4,5	27.330	20.134	22.065	18.987	19.314	20.537	18.935	21.989	22.134	18.942	19.307	20.494	18.954	22.039	
5,5	51.680	38.410	41.914	36.401	36.861	39.119	36.259	41.796	42.051	36.311	36.853	39.039	36.271	41.878	
6,5	86.470	64.993	70.817	61.666	62.476	66.212	61.320	70.570	71.040	61.500	62.462	66.089	61.340	70.679	
7,5	133.418	100.736	109.590	95.662	96.884	102.591	95.196	109.257	109.953	95.448	96.848	102.370	95.211	109.406	
8,5	193.231	147.054	159.783	139.814	141.595	149.689	139.022	159.211	160.257	139.454	141.532	149.407	139.073	159.464	
9,5	262.022	203.948	220.847	194.101	196.849	207.785	193.078	220.266	221.395	193.642	196.779	207.344	192.972	220.353	
10,5	326.027	267.809	287.527	255.824	260.084	272.908	254.330	286.777	287.860	255.272	260.064	272.602	253.856	286.812	
11,5	363.853	325.452	342.938	312.908	319.963	331.608	311.596	343.059	343.053	312.629	319.938	331.323	310.575	342.660	
12,5	375.700	360.328	370.286	350.256	358.735	365.131	351.169	371.185	370.461	350.451	358.713	364.924	350.527	371.060	
13,5	377.739	374.104	377.072	369.524	374.429	375.880	371.317	377.334	377.167	370.012	374.360	375.726	371.439	377.321	
14,5	377.972	377.714	377.930	377.155	377.795	377.870	377.476	377.942	377.936	377.425	377.784	377.857	377.521	377.941	
15,5	378.000	377.990	377.998	377.972	377.991	377.995	377.980	377.999	377.998	377.980	377.991	377.995	377.981	377.999	
16,5	378.000	378.000	378.000	377.999	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
17,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
18,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
19,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
20,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
21,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
22,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
23,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
24,5	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	378.000	
25,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
26,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
27,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
28,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
29,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Description:

The park power curve is similar to a WTG power curve, meaning that when a given wind speed appears in front of the park with same speed in the entire wind farm area (before influence from the park), the output from the park can be found in the park power curve. Another way to say this: The park power curve includes array losses, but do NOT include terrain given variations in the wind speed over the park area.

Measuring a park power curve is not as simple as measuring a WTG power curve due to the fact that the park power curve depends on the wind direction and that the same wind speed normally will not appear for the entire park area at the same time (only in very flat non-complex terrain). The idea with this version of the park power curve is not to use it for validation based on measurements. This would require at least 2 measurement masts at two sides of the park, unless only a few direction sectors should be tested, AND non complex terrain (normally only useable off shore). Another park power curve version for complex terrain is available in windPRO.

The park power curve can be used for:

- Forecast systems, based on more rough (approximated) wind data, the park power curve would be an efficient way to make the connection from wind speed (and direction) to power.
- Construction of duration curves, telling how often a given power output will appear, the park power curve can be used together with the average wind distribution for the Wind farm area in hub height. The average wind distribution can eventually be obtained based on the Weibull parameters for each WTG position. These are found at print menu: >Result to file< in the >Park result< which can be saved to file or copied to clipboard and pasted in Excel.
- Calculation of wind energy index based on the PARK production (see below).
- Estimation of the expected PARK production for an existing wind farm based on wind measurements at minimum 2 measurement masts at two sides of wind farm. The masts must be used for obtaining the free wind speed. The free wind speed is used in the simulation of expected energy production with the PARK power curve. This procedure will only work suitable in non complex terrains. For complex terrain another park power curve calculation is available in windPRO (PPV-model).

Note:

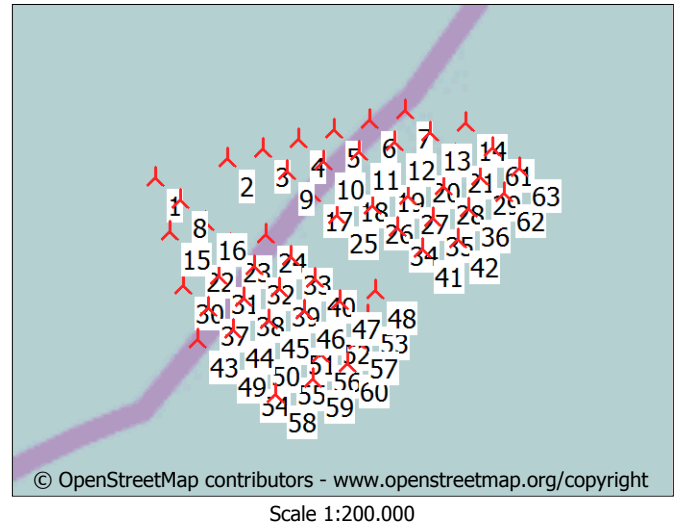
From the >Result to file< the >Wind Speeds Inside Wind farm< is also available. These can (e.g. via Excel) be used for extracting the wake induced reductions in measured wind speed.

PARK - WTG distances

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

WTG distances

Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters	
[m]		[m]	[m]		
1	0,0	8	0,0	884	5,7
2	0,0	3	0,0	987	6,4
3	0,0	9	0,0	884	5,7
4	0,0	10	0,0	884	5,7
5	0,0	11	0,0	884	5,7
6	0,0	12	0,0	884	5,7
7	0,0	13	0,0	883	5,7
8	0,0	16	0,0	884	5,7
9	0,0	17	0,0	884	5,7
10	0,0	18	0,0	884	5,7
11	0,0	19	0,0	884	5,7
12	0,0	20	0,0	884	5,7
13	0,0	21	0,0	883	5,7
14	0,0	21	0,0	895	5,8
15	0,0	22	0,0	884	5,7
16	0,0	23	0,0	884	5,7
17	0,0	25	0,0	884	5,7
18	0,0	26	0,0	884	5,7
19	0,0	27	0,0	884	5,7
20	0,0	28	0,0	883	5,7
21	0,0	29	0,0	883	5,7
22	0,0	31	0,0	884	5,7
23	0,0	32	0,0	884	5,7
24	0,0	33	0,0	884	5,7
25	0,0	17	0,0	884	5,7
26	0,0	34	0,0	884	5,7
27	0,0	35	0,0	884	5,7
28	0,0	36	0,0	883	5,7
29	0,0	62	0,0	796	5,2
30	0,0	37	0,0	884	5,7
31	0,0	38	0,0	884	5,7
32	0,0	39	0,0	884	5,7
33	0,0	40	0,0	884	5,7
34	0,0	41	0,0	884	5,7
35	0,0	42	0,0	883	5,7
36	0,0	28	0,0	883	5,7
37	0,0	44	0,0	884	5,7
38	0,0	45	0,0	884	5,7
39	0,0	46	0,0	884	5,7
40	0,0	47	0,0	884	5,7
41	0,0	34	0,0	884	5,7
42	0,0	35	0,0	883	5,7
43	0,0	37	0,0	895	5,8
44	0,0	49	0,0	811	5,3
45	0,0	50	0,0	802	5,2
46	0,0	51	0,0	730	4,7
47	0,0	52	0,0	724	4,7
48	0,0	53	0,0	685	4,4
49	0,0	54	0,0	807	5,2
50	0,0	45	0,0	802	5,2
51	0,0	46	0,0	730	4,7
52	0,0	47	0,0	724	4,7
53	0,0	48	0,0	685	4,4
54	0,0	49	0,0	807	5,2
55	0,0	58	0,0	773	5,0
56	0,0	59	0,0	701	4,6
57	0,0	60	0,0	682	4,4
58	0,0	55	0,0	773	5,0
59	0,0	56	0,0	701	4,6
60	0,0	57	0,0	682	4,4
61	0,0	29	0,0	827	5,4
62	0,0	63	0,0	773	5,0
63	0,0	62	0,0	773	5,0
Min	0,0	0,0	682	4,4	
Max	0,0	0,0	987	6,4	



Project:

715082

Licensed user:

Pondera Consult B.V.

Welbergweg 49

NL-7556 PE Hengelo

0031742489940

Andrew Beltau / a.beltau@ponderaconsult.com

Calculated:

26-10-2016 17:22/3.1.582

PARK - Wind statistics info

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III

Main data for wind statistic

File \\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws
Name EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m
Country Netherlands
Source USER
Mast coordinates UTM (north)-ETRS89 Zone: 31 East: 583.090 North: 5.792.991
Created 27-1-2016
Edited 27-1-2016
Sectors 12
WAsP version WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100
Displacement height None

Additional info for wind statistic

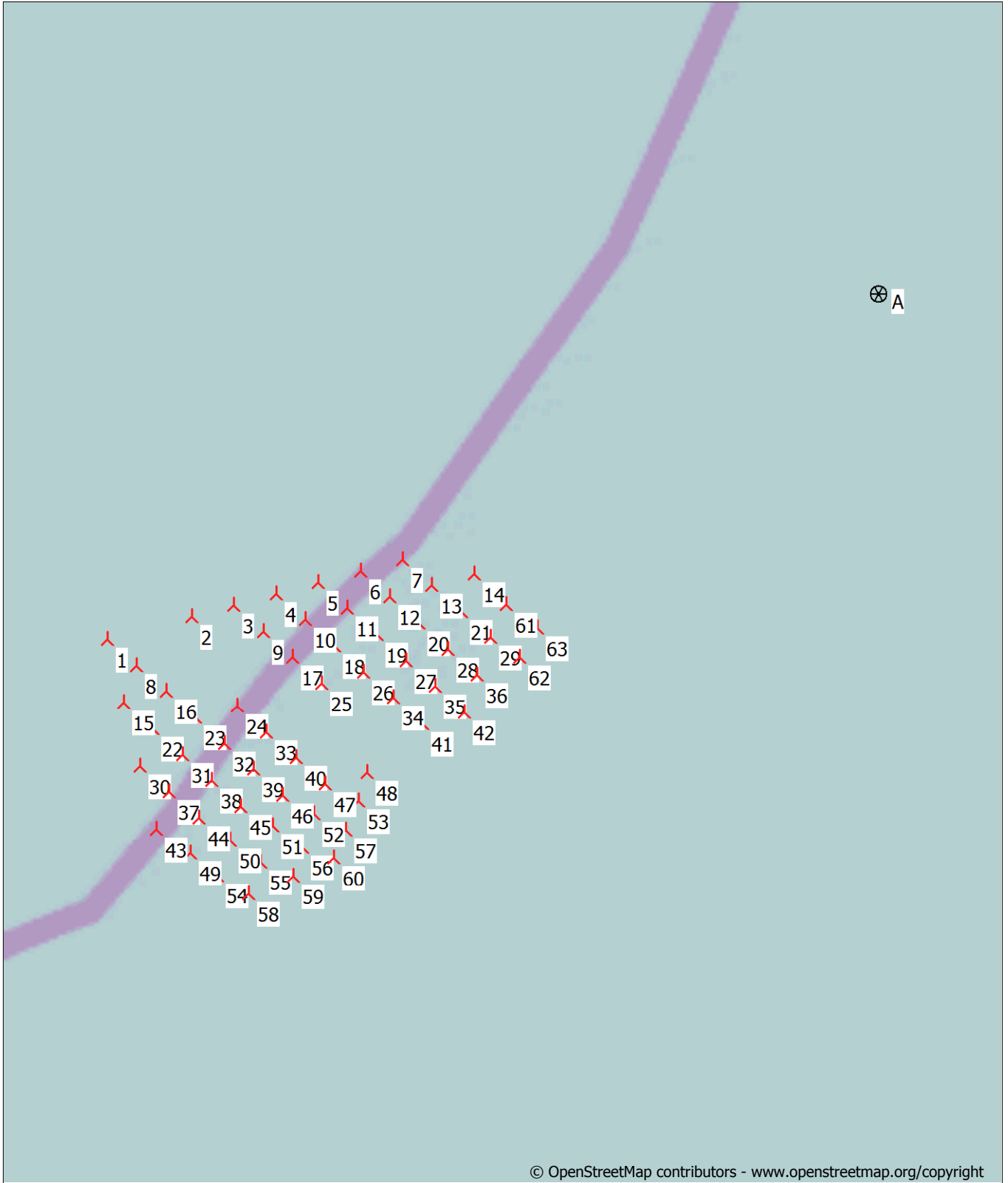
Source data EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15
Data from 1-1-1986
Data to 30-9-2015
Measurement length 357,0 Months
Recovery rate 100,0 %
Effective measurement length 357,0 Months

Note

To get the most correct calculation results, wind statistics shall be calculated with the SAME model and model parameters, as currently chosen in calculation. For WAsP versions before 10.0, the model is unchanged, but thereafter more model changes affecting the wind statistic is seen. Likewise WAsP CFD should always use WAsP CFD calculated wind statistics.

PARK - Map

Calculation: 6MW alternatief: Kavel III



0 2,5 5 7,5 10km

Map: Open Street Map 001 , Print scale 1:125.000, Map center UTM (north)-ETRS89 Zone: 31 East: 573.420 North: 5.789.502

New WTG Site Data

PARK - Main Result

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

Wake Model N.O. Jensen (RISØ/EMD)

Calculation Settings
Air density calculation mode Individual per WTG
Result for WTG at hub altitude 1,232 kg/m³
Air density relative to standard 100,5 %
Hub altitude above sea level (asl) 125,0 m
Annual mean temperature at hub alt. 9,2 °C
Pressure at WTGs 998,1 hPa

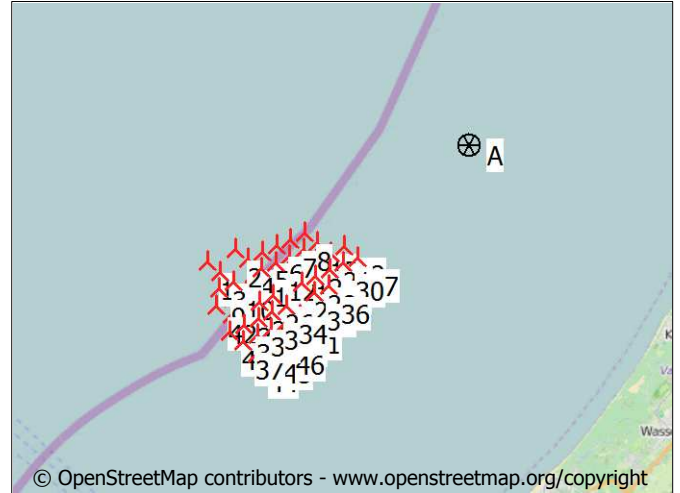
Wake Model Parameters
Terrain type Wake decay constant
Offshore & Water areas 0,040

Displacement heights from objects

Wake calculation settings
Angle [°] **Wind speed [m/s]**
start end step start end step
0,5 360,0 1,0 0,5 30,5 1,0

Wind statistics NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

WAsP version WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100



Key results for height 100,0 m above ground level

Terrain UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

Easting	Northing	Name of wind distribution	Type	Wind energy [kWh/m ²]	Mean wind speed [m/s]	Equivalent roughness
A 582.068	5.796.386	Site data: Hollandse Kust Zuid	WAsP (WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100)	5.718	8,4	-1,0

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result		GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Park efficiency [%]	Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	Mean wind speed @hub height [m/s]
	PARK [MWh/y]							
Wind farm	1.452.351,3	1.628.107,0	89,2	44,1	30.901,1	3.863	8,9	

*) Based on wake reduced results, but no other losses included

Calculated Annual Energy for each of 47 new WTGs with total 376,0 MW rated power

Links	WTG type		Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy Park				
	Valid	Manufact.					Creator	Name	Result [MWh]	Efficiency [%]	Capacity factor [%]	Free mean wind speed [m/s]	
1	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	33.363,5	96,52	47,6	8,88
2	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.630,7	94,17	46,5	8,90
3	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.449,7	93,82	46,3	8,88
4	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.495,8	90,86	44,9	8,90
5	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.049,7	89,49	44,3	8,91
6	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.927,8	89,07	44,1	8,91
7	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.024,9	89,29	44,2	8,92
8	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.475,8	90,54	44,9	8,93
9	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.083,2	92,83	45,7	8,88
10	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.142,0	90,00	44,4	8,89
11	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.726,8	88,62	43,8	8,90
12	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.153,4	86,89	43,0	8,91
13	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.948,9	86,25	42,7	8,92
14	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.082,2	86,58	42,9	8,92
15	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.732,6	88,42	43,8	8,93
16	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.926,8	89,44	44,1	8,88
17	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.323,4	87,60	43,2	8,89
18	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.211,4	87,07	43,1	8,91
19	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.821,0	85,89	42,5	8,92
20	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.882,7	86,02	42,6	8,92
21	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.489,0	87,73	43,5	8,93
22	A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.452,6	90,49	44,9	8,93

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

...continued from previous page

Links	WTG type			Power, rated	Rotor diameter	Hub height	Power curve		Annual Energy Park			
	Valid	Manufact.	Type-generator				Creator	Name	Result	Efficiency	Capacity factor	Free mean wind speed
				[kW]	[m]	[m]			[MWh]	[%]	[%]	[m/s]
23 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.449,3	91,04	44,8	8,87
24 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.164,1	87,23	43,0	8,88
25 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.774,5	86,02	42,5	8,89
26 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.945,9	86,43	42,7	8,90
27 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.188,6	87,02	43,0	8,91
28 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.960,2	86,32	42,7	8,92
29 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.272,3	87,19	43,2	8,92
30 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.928,1	89,04	44,1	8,92
31 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.707,0	88,89	43,8	8,87
32 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.900,6	86,47	42,6	8,88
33 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.620,4	85,58	42,2	8,89
34 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	29.943,4	86,46	42,7	8,90
35 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.820,0	88,87	43,9	8,91
36 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.008,4	89,38	44,2	8,91
37 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.817,7	92,25	45,4	8,86
38 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.646,0	88,75	43,7	8,87
39 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.109,8	87,10	42,9	8,88
40 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.087,1	86,96	42,9	8,89
41 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	30.810,7	89,00	43,9	8,89
42 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.467,1	94,03	46,3	8,87
43 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.182,8	93,29	45,9	8,86
44 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.459,6	94,18	46,3	8,86
45 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.447,3	91,11	44,8	8,87
46 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	31.164,9	90,19	44,4	8,88
47 A	Yes	VESTAS	V164-8.0-8.000	8.000	164,0	125,0	USER	Mode 0 - 10-2015	32.081,5	92,35	45,7	8,93

Annual Energy results do not include any losses apart from wake losses. Additional losses and uncertainty must be considered for an investment decision.

WTG siting

UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

	Easting	Northing	Z	Row data/Description
			[m]	
1 New	564.771	5.788.336	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (900)
2 New	566.623	5.789.229	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (901)
3 New	565.647	5.787.676	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (902)
4 New	567.499	5.788.569	0,0	64,9°, 1.028,0 m
5 New	568.424	5.789.016	0,0	
6 New	569.350	5.789.463	0,0	
7 New	570.276	5.789.911	0,0	
8 New	571.201	5.790.358	0,0	
9 New	565.597	5.786.570	0,0	64,9°, 1.028,0 m
10 New	566.523	5.787.016	0,0	
11 New	568.374	5.787.910	0,0	64,9°, 1.028,0 m
12 New	569.300	5.788.357	0,0	
13 New	570.226	5.788.804	0,0	
14 New	571.151	5.789.252	0,0	
15 New	572.076	5.789.699	0,0	
16 New	566.473	5.785.910	0,0	64,9°, 1.028,0 m
17 New	567.398	5.786.357	0,0	
18 New	570.175	5.787.698	0,0	64,9°, 1.028,0 m
19 New	571.101	5.788.145	0,0	
20 New	572.026	5.788.593	0,0	
21 New	572.952	5.789.040	0,0	
22 New	573.877	5.789.488	0,0	
23 New	566.422	5.784.803	0,0	64,9°, 1.028,0 m
24 New	567.348	5.785.250	0,0	
25 New	568.274	5.785.697	0,0	
26 New	569.200	5.786.144	0,0	
27 New	571.051	5.787.038	0,0	64,9°, 1.028,0 m
28 New	571.976	5.787.486	0,0	

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

...continued from previous page

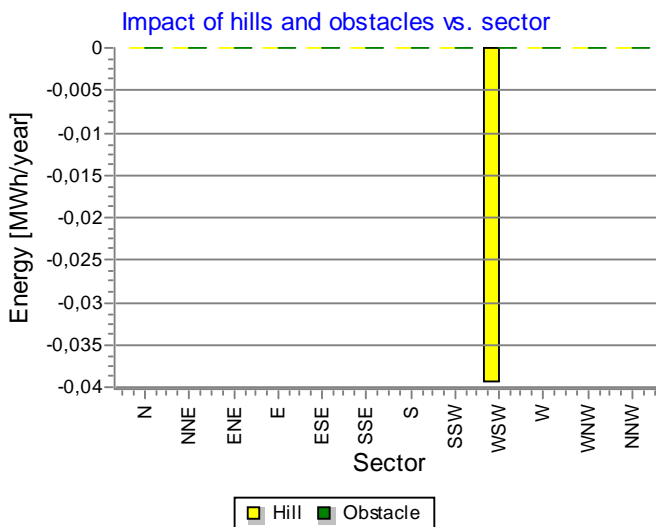
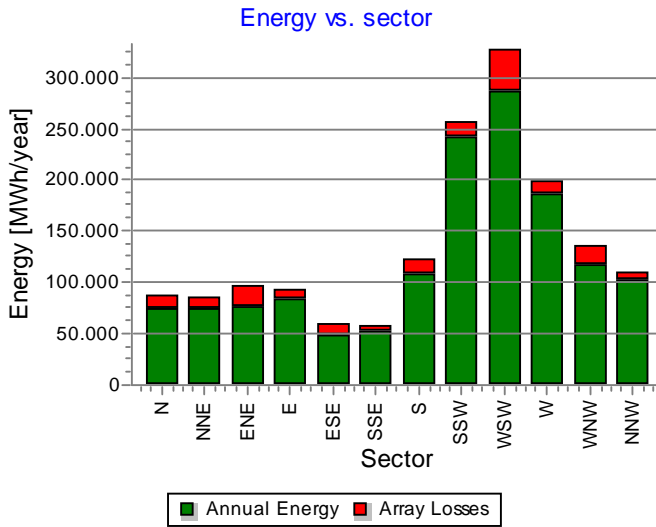
UTM (north)-ETRS89 Zone: 31

	Easting	Northing	Z	Row data/Description
			[m]	
29 New	572.902	5.787.934	0,0	
30 New	573.827	5.788.382	0,0	
31 New	567.298	5.784.143	0,0	64,9°, 1.028,0 m
32 New	568.224	5.784.590	0,0	
33 New	569.150	5.785.037	0,0	
34 New	570.075	5.785.485	0,0	
35 New	571.926	5.786.379	0,0	64,9°, 1.028,0 m
36 New	572.852	5.786.827	0,0	
37 New	567.248	5.783.037	0,0	64,9°, 1.028,0 m
38 New	568.174	5.783.484	0,0	
39 New	569.099	5.783.931	0,0	
40 New	570.025	5.784.378	0,0	
41 New	570.951	5.784.825	0,0	
42 New	565.391	5.785.381	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (913)
43 New	566.305	5.783.648	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (914)
44 New	568.124	5.782.188	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (915)
45 New	569.111	5.782.799	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (916)
46 New	569.936	5.783.421	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (917)
47 New	574.772	5.788.724	0,0	VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! hub: 125,0 m (TOT: 207,0 m) (918)

PARK - Production Analysis

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III**WTG:** All new WTGs, Air density 1,232 kg/m³
Directional Analysis

Sector	0 N	1 NNE	2 ENE	3 E	4 ESE	5 SSE	6 S	7 SSW	8 WSW	9 W	10 WNW	11 NNW	Total
Roughness based energy [MWh]	87.803,7	84.599,5	95.797,0	92.470,2	58.923,6	57.420,4	122.042,6	257.362,3	327.182,5	199.090,0	135.519,8	109.895,6	1.628.106,9
-Decrease due to array losses [MWh]	13.056,5	9.706,5	18.868,1	9.366,6	11.178,6	4.439,9	13.486,1	16.135,2	40.097,0	13.693,4	18.530,6	7.197,2	175.755,8
Resulting energy [MWh]	74.747,2	74.893,0	76.928,9	83.103,6	47.745,0	52.980,4	108.556,5	241.227,1	287.085,4	185.396,7	116.989,2	102.698,4	1.452.351,0
Specific energy [kWh/m ²]													1.463
Specific energy [kWh/kW]													3.863
Decrease due to array losses [%]	14,9	11,5	19,7	10,1	19,0	7,7	11,1	6,3	12,3	6,9	13,7	6,5	10,80
Utilization [%]	27,2	30,1	26,5	29,7	28,1	29,4	21,1	18,8	17,4	19,8	20,9	25,3	21,4
Operational [Hours/year]	554	532	537	528	393	375	584	1.021	1.319	925	710	624	8.103
Full Load Equivalent [Hours/year]	199	199	205	221	127	141	289	642	764	493	311	273	3.863



PARK - Power Curve Analysis

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III**WTG:** 1 - VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! Mode 0 - 10-2015, Hub height: 125,0 m

Name: Mode 0 - 10-2015

Source: General specification V164-8.0 MW 50 Hz Offshore

Source/Date	Created by	Created	Edited	Stop wind speed [m/s]	Power control	CT curve type	Generator type	Specific power kW/m ²
14-10-2015	USER	26-1-2016	26-1-2016	25,0	Pitch	User defined	Variable	0,38

Doc nr 011-5675 V12

HP curve comparison - Note: For standard air density and weibull k parameter = 2

Vmean	[m/s]	5	6	7	8	9	10
HP value Pitch, variable speed (2013)	[MWh]	10.946	17.266	23.695	29.658	34.849	39.116
VESTAS V164-8.0 8000 164.0 !O! Mode 0 - 10-2015	[MWh]	10.479	16.907	23.474	29.548	34.797	39.060
Check value	[%]	4	2	1	0	0	0

The table shows comparison between annual energy production calculated on basis of simplified "HP-curves" which assume that all WTGs performs quite similar - only specific power loading (kW/m²) and single/dual speed or stall/pitch decides the calculated values. Productions are without wake losses.

For further details, ask at the Danish Energy Agency for project report J.nr. 51171/00-0016 or see windPRO manual chapter 3.5.2.

The method is refined in EMD report "20 Detailed Case Studies comparing Project Design Calculations and actual Energy Productions for Wind Energy Projects worldwide", jan 2003.

Use the table to evaluate if the given power curve is reasonable - if the check value are lower than -5%, the power curve probably is too optimistic due to uncertainty in power curve measurement.

Power curve

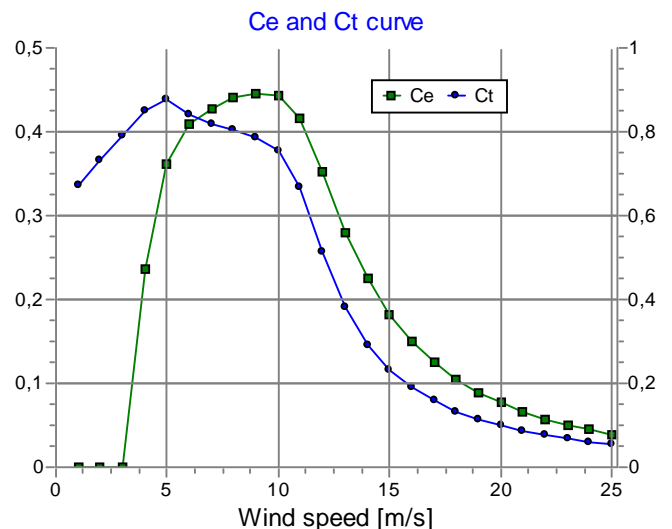
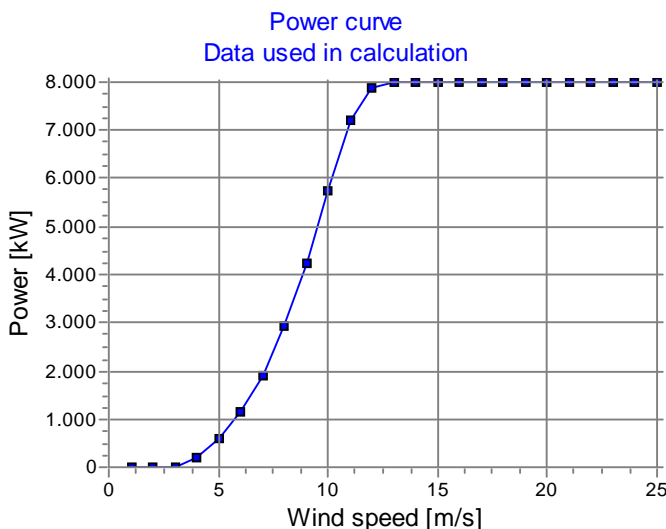
Original data, Air density: 1,225 kg/m³

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Ce	Wind speed [m/s]	Ct curve
4,0	194,0	0,23	4,0	0,85
4,5	369,0	0,31	4,5	0,88
5,0	583,0	0,36	5,0	0,88
5,5	843,0	0,39	5,5	0,86
6,0	1.141,0	0,41	6,0	0,84
6,5	1.489,0	0,42	6,5	0,83
7,0	1.899,0	0,43	7,0	0,82
7,5	2.372,0	0,43	7,5	0,81
8,0	2.912,0	0,44	8,0	0,81
8,5	3.520,0	0,44	8,5	0,80
9,0	4.197,0	0,44	9,0	0,79
9,5	4.941,0	0,45	9,5	0,77
10,0	5.724,0	0,44	10,0	0,75
10,5	6.504,0	0,43	10,5	0,72
11,0	7.186,0	0,42	11,0	0,67
11,5	7.657,0	0,39	11,5	0,60
12,0	7.888,0	0,35	12,0	0,51
12,5	7.972,0	0,32	12,5	0,44
13,0	7.997,0	0,28	13,0	0,38
13,5	8.000,0	0,25	13,5	0,33
14,0	8.000,0	0,23	14,0	0,29
14,5	8.000,0	0,20	14,5	0,26
15,0	8.000,0	0,18	15,0	0,23
15,5	8.000,0	0,17	15,5	0,21
16,0	8.000,0	0,15	16,0	0,19
16,5	8.000,0	0,14	16,5	0,17
17,0	8.000,0	0,13	17,0	0,16
17,5	8.000,0	0,12	17,5	0,14
18,0	8.000,0	0,11	18,0	0,13
18,5	8.000,0	0,10	18,5	0,12
19,0	8.000,0	0,09	19,0	0,11
19,5	8.000,0	0,08	19,5	0,11
20,0	8.000,0	0,08	20,0	0,10
20,5	8.000,0	0,07	20,5	0,09
21,0	8.000,0	0,07	21,0	0,09
21,5	8.000,0	0,06	21,5	0,08
22,0	8.000,0	0,06	22,0	0,08
22,5	8.000,0	0,05	22,5	0,07
23,0	8.000,0	0,05	23,0	0,07
23,5	8.000,0	0,05	23,5	0,06
24,0	8.000,0	0,04	24,0	0,06
24,5	8.000,0	0,04	24,5	0,06

Power, Efficiency and energy vs. wind speed

Data used in calculation, Air density: 1,232 kg/m³ New windPRO method (adjusted IEC method, improved to match turbine control) <RECOMMENDED>

Wind speed [m/s]	Power [kW]	Ce	Interval [m/s]	Energy [MWh]	Acc.Energy [MWh]	Relative [%]
1,0	0,0	0,00	0,50- 1,50	0,0	0,0	0,0
2,0	0,0	0,00	1,50- 2,50	0,0	0,0	0,0
3,0	0,0	0,00	2,50- 3,50	5,1	5,1	0,0
4,0	196,4	0,24	3,50- 4,50	118,9	124,0	0,4
5,0	587,5	0,36	4,50- 5,50	414,5	538,5	1,6
6,0	1.148,2	0,41	5,50- 6,50	876,0	1.414,4	4,2
7,0	1.910,5	0,43	6,50- 7,50	1.512,2	2.926,6	8,8
8,0	2.929,0	0,44	7,50- 8,50	2.289,1	5.215,7	15,6
9,0	4.222,1	0,45	8,50- 9,50	3.116,2	8.331,8	25,0
10,0	5.756,9	0,44	9,50-10,50	3.833,0	12.164,9	36,5
11,0	7.211,1	0,42	10,50-11,50	4.155,1	16.320,0	48,9
12,0	7.893,3	0,35	11,50-12,50	3.888,0	20.207,9	60,6
13,0	7.997,2	0,28	12,50-13,50	3.259,8	23.467,7	70,3
14,0	8.000,0	0,22	13,50-14,50	2.603,1	26.070,8	78,1
15,0	8.000,0	0,18	14,50-15,50	2.024,0	28.094,8	84,2
16,0	8.000,0	0,15	15,50-16,50	1.539,1	29.633,9	88,8
17,0	8.000,0	0,13	16,50-17,50	1.146,7	30.780,6	92,3
18,0	8.000,0	0,11	17,50-18,50	837,7	31.618,3	94,8
19,0	8.000,0	0,09	18,50-19,50	600,1	32.218,5	96,6
20,0	8.000,0	0,08	19,50-20,50	421,2	32.639,7	97,8
21,0	8.000,0	0,07	20,50-21,50	289,4	32.929,0	98,7
22,0	8.000,0	0,06	21,50-22,50	194,3	33.123,3	99,3
23,0	8.000,0	0,05	22,50-23,50	127,3	33.250,6	99,7
24,0	8.000,0	0,04	23,50-24,50	81,4	33.332,0	99,9
25,0	8.000,0	0,04	24,50-25,50	31,4	33.363,5	100,0



Project:

715082

Licensed user:

Pondera Consult B.V.

Welbergweg 49

NL-7556 PE Hengelo

0031742489940

Andrew Beltau / a.beltau@ponderaconsult.com

Calculated:

26-10-2016 17:23/3.1.582

PARK - Terrain

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III **Site Data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid

Obstacles:

No obstacles

Roughness:

Terrain data files used in calculation:

\\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\ROUGHNESSLINE_715082_0.wpo

Min X: 545.283, Max X: 604.617, Min Y: 5.765.924, Max Y: 5.826.915, Width: 59.334 m, Height: 60.991 m

Orography:

Terrain data files used in calculation:

\\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\MAPFILES_715082_0.map

Min X: 547.001, Max X: 599.603, Min Y: 5.774.102, Max Y: 5.815.670, Width: 52.602 m, Height: 41.568 m

PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III **Wind data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid; Hub height: 125,0

Site coordinates

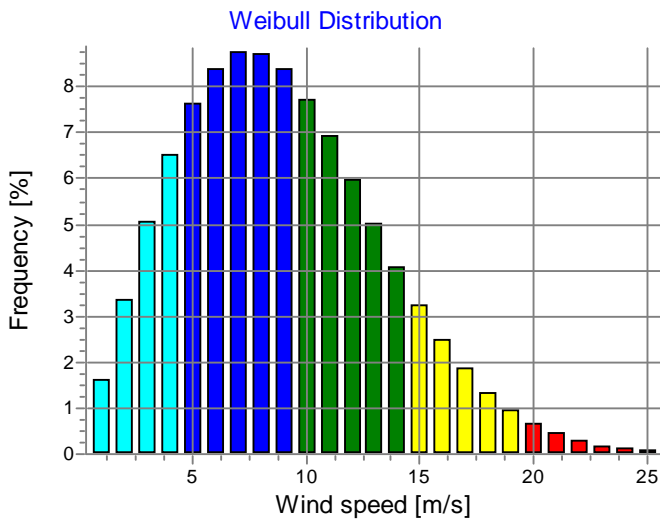
UTM (north)-ETRS89 Zone: 31
East: 582.068 North: 5.796.386

Wind statistics

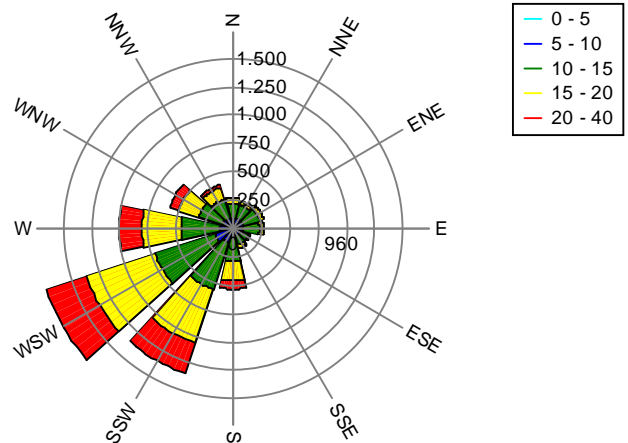
NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

Weibull Data

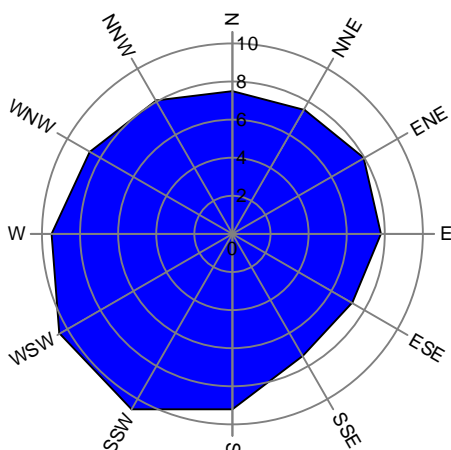
Sector	Current site			
	A- parameter [m/s]	Wind speed [m/s]	k- parameter	Frequency [%]
0 N	8,51	7,54	2,244	6,8
1 NNE	8,53	7,57	2,436	6,6
2 ENE	8,98	7,98	2,564	6,6
3 E	8,85	7,86	2,529	6,5
4 ESE	8,19	7,26	2,396	4,8
5 SSE	8,40	7,44	2,178	4,6
6 S	10,37	9,19	2,150	7,1
7 SSW	12,00	10,63	2,346	12,5
8 WSW	11,88	10,53	2,295	16,3
9 W	10,80	9,57	2,064	11,5
10 WNW	9,80	8,69	2,018	8,8
11 NNW	9,12	8,07	2,068	7,7
All	10,09	8,94	2,104	100,0



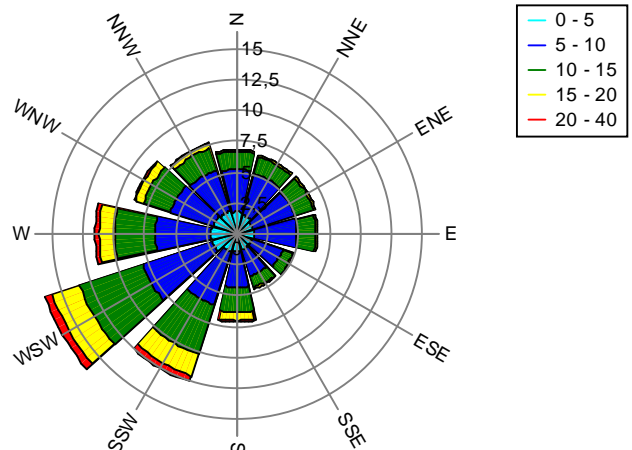
Energy Rose (kWh/m²/year)



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



PARK - Wind Data Analysis

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III **Wind data:** A - Site data: Hollandse Kust Zuid; Hub height: 100,0

Site coordinates

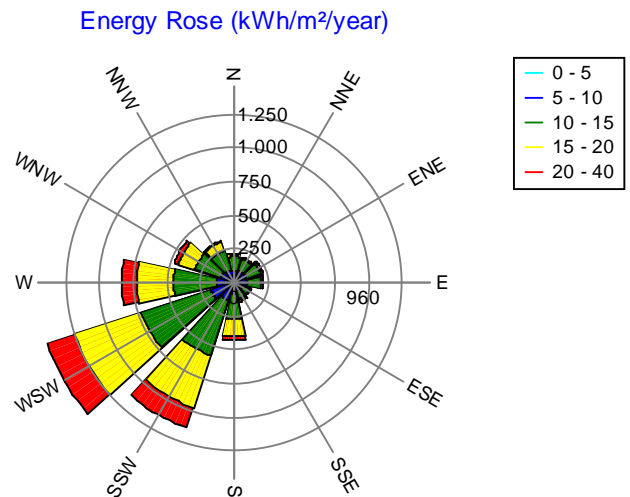
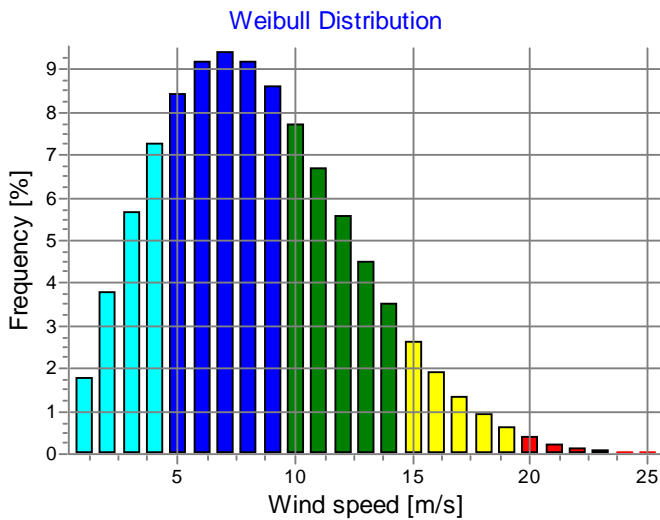
UTM (north)-ETRS89 Zone: 31
East: 582.068 North: 5.796.386

Wind statistics

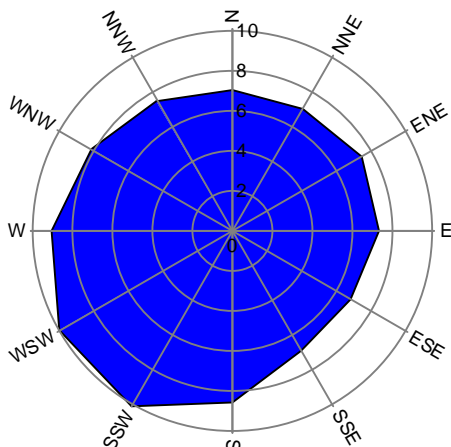
NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wws

Weibull Data

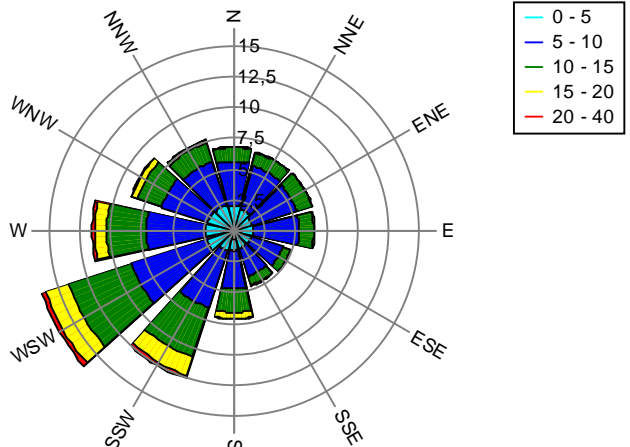
Sector	Current site			
	A- parameter [m/s]	Wind speed [m/s]	k- parameter	Frequency [%]
0 N	7,91	7,01	2,279	6,8
1 NNE	7,93	7,03	2,475	6,6
2 ENE	8,35	7,42	2,604	6,6
3 E	8,24	7,32	2,568	6,5
4 ESE	7,64	6,77	2,432	4,8
5 SSE	7,82	6,92	2,217	4,6
6 S	9,69	8,59	2,186	7,1
7 SSW	11,36	10,07	2,381	12,5
8 WSW	11,24	9,96	2,326	16,3
9 W	10,20	9,03	2,096	11,5
10 WNW	9,12	8,08	2,053	8,8
11 NNW	8,47	7,51	2,100	7,7
All	9,47	8,38	2,119	100,0



Mean wind speed (m/s)



Frequency (%)



PARK - Park power curve

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

Wind speed [m/s]	Power		N [kW]	NNE [kW]	ENE [kW]	E [kW]	ESE [kW]	SSE [kW]	S [kW]	SSW [kW]	WSW [kW]	W [kW]	WNW [kW]	NNW [kW]
	Free WTGs [kW]	Park WTGs [kW]												
0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3,5	993	380	390	391	281	420	366	507	395	398	283	397	367	499
4,5	17.500	11.432	11.135	12.190	9.662	12.492	10.241	13.630	11.111	12.218	9.703	12.440	10.244	13.624
5,5	39.887	29.063	28.405	30.823	25.302	31.395	26.635	33.336	28.410	30.874	25.350	31.287	26.637	33.322
6,5	70.416	54.014	52.937	56.870	48.041	57.721	50.209	60.671	52.917	56.946	48.126	57.567	50.212	60.654
7,5	112.143	87.609	86.080	91.852	78.657	93.120	81.982	97.495	86.041	91.970	78.817	92.883	81.985	97.469
8,5	166.410	131.640	129.476	137.650	118.932	139.464	123.667	145.679	129.431	137.817	119.161	139.125	123.672	145.634
9,5	233.610	187.273	184.230	195.545	169.979	197.978	176.402	206.314	184.162	195.761	170.274	197.523	176.408	206.247
10,5	307.212	253.351	249.129	264.326	231.311	267.207	239.521	277.047	249.043	264.540	231.654	266.690	239.532	276.961
11,5	360.517	318.370	312.883	331.620	294.724	333.864	303.709	341.685	312.843	331.701	294.913	333.487	303.734	341.578
12,5	374.763	357.367	353.575	368.572	339.528	369.160	347.519	371.398	353.798	368.564	339.325	369.044	347.528	371.365
13,5	376.000	371.667	372.155	375.739	364.260	375.764	369.050	375.880	372.501	375.737	363.813	375.757	369.050	375.878
14,5	376.000	375.750	375.920	376.000	375.254	376.000	375.644	376.000	375.939	376.000	375.120	376.000	375.654	376.000
15,5	376.000	375.999	376.000	376.000	375.999	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	375.999	376.000	376.000	376.000
16,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
17,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
18,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
19,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
20,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
21,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
22,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
23,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
24,5	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000	376.000
25,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Description:

The park power curve is similar to a WTG power curve, meaning that when a given wind speed appears in front of the park with same speed in the entire wind farm area (before influence from the park), the output from the park can be found in the park power curve. Another way to say this: The park power curve includes array losses, but do NOT include terrain given variations in the wind speed over the park area.

Measuring a park power curve is not as simple as measuring a WTG power curve due to the fact that the park power curve depends on the wind direction and that the same wind speed normally will not appear for the entire park area at the same time (only in very flat non-complex terrain). The idea with this version of the park power curve is not to use it for validation based on measurements. This would require at least 2 measurement masts at two sides of the park, unless only a few direction sectors should be tested, AND non complex terrain (normally only useable off shore). Another park power curve version for complex terrain is available in windPRO.

The park power curve can be used for:

- Forecast systems, based on more rough (approximated) wind data, the park power curve would be an efficient way to make the connection from wind speed (and direction) to power.
- Construction of duration curves, telling how often a given power output will appear, the park power curve can be used together with the average wind distribution for the Wind farm area in hub height. The average wind distribution can eventually be obtained based on the Weibull parameters for each WTG position. These are found at print menu: >Result to file< in the >Park result< which can be saved to file or copied to clipboard and pasted in Excel.
- Calculation of wind energy index based on the PARK production (see below).
- Estimation of the expected PARK production for an existing wind farm based on wind measurements at minimum 2 measurement masts at two sides of wind farm. The masts must be used for obtaining the free wind speed. The free wind speed is used in the simulation of expected energy production with the PARK power curve. This procedure will only work suitable in non complex terrains. For complex terrain another park power curve calculation is available in windPRO (PPV-model).

Note:

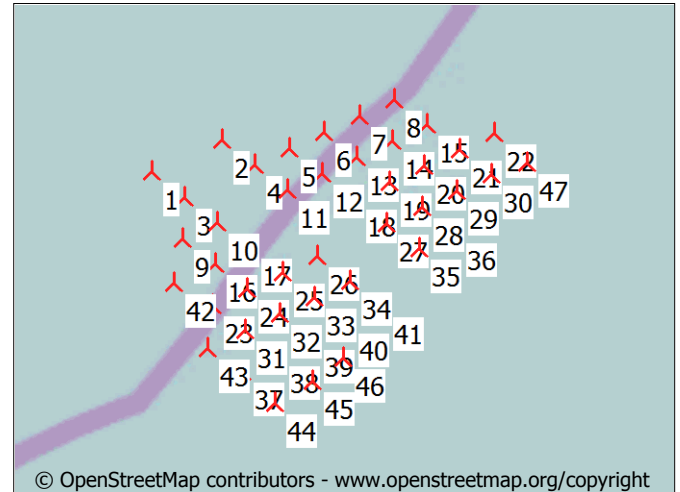
From the >Result to file< the >Wind Speeds Inside Wind farm< is also available. These can (e.g. via Excel) be used for extracting the wake induced reductions in measured wind speed.

PARK - WTG distances

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

WTG distances

Z	Nearest WTG	Z	Horizontal distance	Distance in rotor diameters	
[m]		[m]	[m]		
1	0,0	3	0,0	1.097	6,7
2	0,0	4	0,0	1.096	6,7
3	0,0	10	0,0	1.097	6,7
4	0,0	5	0,0	1.028	6,3
5	0,0	4	0,0	1.028	6,3
6	0,0	5	0,0	1.028	6,3
7	0,0	6	0,0	1.028	6,3
8	0,0	7	0,0	1.028	6,3
9	0,0	10	0,0	1.028	6,3
10	0,0	9	0,0	1.028	6,3
11	0,0	12	0,0	1.028	6,3
12	0,0	11	0,0	1.028	6,3
13	0,0	12	0,0	1.028	6,3
14	0,0	13	0,0	1.028	6,3
15	0,0	14	0,0	1.028	6,3
16	0,0	17	0,0	1.028	6,3
17	0,0	16	0,0	1.028	6,3
18	0,0	19	0,0	1.028	6,3
19	0,0	18	0,0	1.028	6,3
20	0,0	19	0,0	1.028	6,3
21	0,0	20	0,0	1.028	6,3
22	0,0	21	0,0	1.028	6,3
23	0,0	24	0,0	1.028	6,3
24	0,0	23	0,0	1.028	6,3
25	0,0	24	0,0	1.028	6,3
26	0,0	25	0,0	1.028	6,3
27	0,0	28	0,0	1.028	6,3
28	0,0	27	0,0	1.028	6,3
29	0,0	28	0,0	1.028	6,3
30	0,0	47	0,0	1.005	6,1
31	0,0	32	0,0	1.028	6,3
32	0,0	31	0,0	1.028	6,3
33	0,0	32	0,0	1.028	6,3
34	0,0	33	0,0	1.028	6,3
35	0,0	36	0,0	1.028	6,3
36	0,0	35	0,0	1.028	6,3
37	0,0	38	0,0	1.028	6,3
38	0,0	37	0,0	1.028	6,3
39	0,0	46	0,0	980	6,0
40	0,0	46	0,0	961	5,9
41	0,0	40	0,0	1.028	6,3
42	0,0	23	0,0	1.182	7,2
43	0,0	31	0,0	1.110	6,8
44	0,0	45	0,0	1.162	7,1
45	0,0	46	0,0	1.033	6,3
46	0,0	40	0,0	961	5,9
47	0,0	30	0,0	1.005	6,1
Min	0,0	0,0	961	5,9	
Max	0,0	0,0	1.182	7,2	



Scale 1:200.000

人 New WTG

PARK - Wind statistics info

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III

Main data for wind statistic

File \\sbs2011\projecten\Extern\2015\715082 MER PB kavels Hollandse Kust Zuid\TO\WP\NL EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m.wvs
Name EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15 - 100,00 m
Country Netherlands
Source USER
Mast coordinates UTM (north)-ETRS89 Zone: 31 East: 583.090 North: 5.792.991
Created 27-1-2016
Edited 27-1-2016
Sectors 12
WAsP version WAsP 10.2 RVEA0164.dll 3.0.1.100
Displacement height None

Additional info for wind statistic

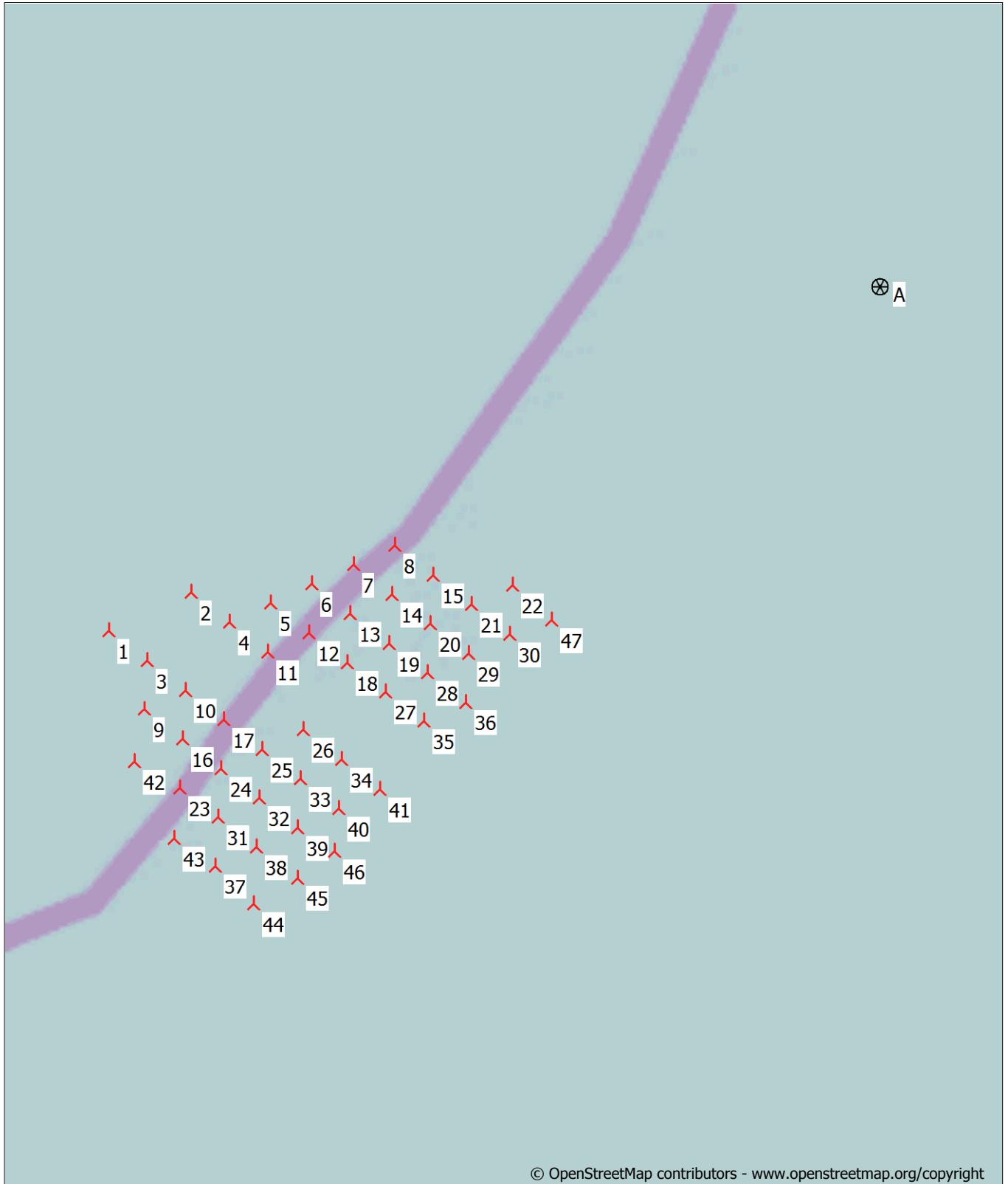
Source data EmdERA_N52.281_E004.218 (3), 86-15
Data from 1-1-1986
Data to 30-9-2015
Measurement length 357,0 Months
Recovery rate 100,0 %
Effective measurement length 357,0 Months

Note

To get the most correct calculation results, wind statistics shall be calculated with the SAME model and model parameters, as currently chosen in calculation. For WAsP versions before 10.0, the model is unchanged, but thereafter more model changes affecting the wind statistic is seen. Likewise WAsP CFD should always use WAsP CFD calculated wind statistics.

PARK - Map

Calculation: 10MW (8MW) alternatief: Kavel III



0 2,5 5 7,5 10km

Map: Open Street Map 001 , Print scale 1:125.000, Map center UTM (north)-ETRS89 Zone: 31 East: 573.420 North: 5.789.287

New WTG Site Data

BIJLAGEN 13

VERWERKING ADVIES COMMISSIE VOOR DE M.E.R.



Verwerking van advies Commissie m.e.r. (21 februari 2017 / projectnummer 3180) in MER

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar beschreven in MER?
Essentiële punten (hoofdstuk 1 van het advies)		
1	een beschrijving van de ligging en omvang van de windparken, de onderzochte bandbreedte aan (technische) invullingsmogelijkheden en de daaraan verbonden milieugevolgen	Hoofdstuk 3 en 4 met informatie over de ligging en omvang van de kavels, evenals de onderzochte bandbreedte. In de hoofdstukken daarna wordt per milieuaspect de verbonden milieugevolgen weergegeven.
2	een duidelijk overzicht van de gevolgen voor beschermde soorten (met name vogels en zeezoogdieren) en voor beschermde gebieden in de wijde omgeving (waaronder Natura 2000-gebieden), met daarbij een toetsing van deze gevolgen aan wet- en regelgeving en beleid	In hoofdstuk 6 (vogels en vleermuizen) en hoofdstuk 7 (onderwaterleven) worden de gevolgen beschreven. In twee bijlagen, bijlage 8 en bijlage 7, wordt getoetst aan respectievelijk de gebiedsbescherming en de soortbescherming in het kader van de Wet natuurbescherming.
3	een overzicht van de mogelijke en van de (eventueel) benodigde maatregelen om nadelige effecten op natuur, scheepvaart en landschap te voorkomen of te mitigeren;	In elk hoofdstuk worden mitigerende maatregelen genoemd. Specifiek voor natuur worden mogelijke maatregelen gepresenteerd in hoofdstuk 6 en 7. Voor scheepvaart wordt dat gedaan in hoofdstuk 8. Voor landschap wordt dat gedaan in hoofdstuk 9. In hoofdstuk 12 wordt aangegeven welke maatregelen genomen worden in het voorkeursalternatief.
4	Samenvatting van het MER	Na de titelpagina is een samenvatting opgenomen.
Aanbevelingen (hoofdstuk 2 tot en met 5)		
5	De NRD geeft in hoofdstuk 2 een heldere omschrijving van het wettelijk kader en het beleid over windenergie op zee. Ga daarnaast in op de consequenties voor de kavelbesluiten van: <ul style="list-style-type: none"> de inwerkingtreding van de Wet natuurbescherming per 1 januari 2017; de Kaderrichtlijn maritieme ruimtelijke ordening. 	Met name in bijlage 5 (achtergrondrapportage Bureau Waardenburg) wordt ingegaan op de Wet natuurbescherming. Verder wordt in hoofdstuk 2 ingegaan op wet- en regelgeving en relevante beleidskaders, waaronder de Wet natuurbescherming en de Richtlijn maritieme ruimtelijke ordening.

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar beschreven in MER?
6	De NRD geeft in hoofdstuk 3 een onderbouwing van de locatiekeuze en verkaveling. De kavelindeling is daarbij ontworpen in samenhang met het net op zee waarbij gekozen is kavels I en II te combineren en ook de kavels III en IV. Het valt de Commissie op dat de netto oppervlaktes van de kavels III en IV ongelijk zijn (volgens pag. 29 respectievelijk 30 en 51 km ² – waarden die overigens volgens het kaartbeeld onwaarschijnlijk lijken), waardoor de vermogensdichtheid van beide kavels ongelijk zal zijn uitgaande van 350 MW per kavel. De Commissie adviseert de effecten daarvan – met name op het landschap - te onderzoeken.	De netto oppervlaktes staan correct vermeld in paragraaf 3.3 en bedragen voor kavel III 46 km ² en voor kavel IV 64 km ² . De reden dat een verschil in oppervlak niet wordt aangepast, is dat kavel III slechts door één pijpleiding en het noordelijke deel van kavel IV juist door meerdere kabels en leidingen wordt doorkruist. Door het grotere oppervlak en aanwezige kabels is er sprake van meerdere mogelijkheden in het ruimtegebruik voor kavel IV. In het MER voor kavel IV, hoofdstuk landschap, wordt hier bij mitigerende maatregelen nader op ingegaan.
7	Werk de bandbreedtebenadering en de voorgenomen activiteit en alternatieven uit zoals aangegeven in hoofdstuk 4 van de NRD.	In paragraaf 4.2.
8	De NRD gaat al gedetailleerd in op de bij vogels en vleermuizen te volgen aanpak. Daarbij wordt terecht juist aangegeven dat de PBR zich vooral richt op de gevolgen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties, en niet op de gevolgen voor specifieke instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden. De Commissie onderschrijft deze redenatie. Ten aanzien van het gebruik van de 1%-mortaliteitsnorm (ORNIS-criterium) zoals genoemd op pagina 46 wijst de Commissie er zekerheidshalve op dat de sterfte ook cumulatief moet worden beoordeeld. De Commissie adviseert om bij soorten waarvan de additionele sterfte onder de 1%-mortaliteitsnorm en/of de PBR uit komt maar populaties niet vitaal zijn ook na te gaan of het voornemen afbreuk kan doen aan de beoogde gunstige staat van instandhouding.	In hoofdstuk 6 (vogels) en dan met name paragraaf 6.7 wordt ingegaan op cumulatieve effecten en wordt ingegaan op de toetsing van effecten. Ongeacht de omvang van de sterfte ten opzichte van de 1% jaarlijkse sterfte, is voor alle soorten óók de PBR in beeld gebracht en niet alleen voor die soorten die over of rond de 1% additionele sterfte zitten. Ook is nader ingegaan op de beoogde gunstige staat van instandhouding bij populaties die niet vitaal zijn, specifiek in bijlage VI van het achtergrondrapport van Bureau Waardenburg.
9	Maak voor tellingen van kleine walvisachtigen zoals bruinvissen zo mogelijk gebruik van de resultaten van SCANS III. Dit internationale monitoringsprogramma is uitgevoerd in 2016 en de eerste resultaten zullen in het begin van 2017 beschikbaar komen. Voor zeehonden adviseert de Commissie gebruik te maken van de meest recente tellingen. Zeezoogdieren verblijven een deel van de tijd onder water. Tellingen dienen dan ook aangepast te worden om te komen tot werkelijke aantallen en dichtheden.	De resultaten van SCANS III waren niet beschikbaar bij het opstellen van het MER. Voor zeehonden is gebruik gemaakt van de meest recente tellingen. Zie verder hoofdstuk 7 van het MER voor achtergrondgegevens over tellingen van zeezoogdieren.
10	Voor de reductie van de bruinvispopulatie als gevolg van verstoring door onderwatergeluid bij de aanleg van windturbines wordt uitgegaan van een PCoD (Population Consequences of Disturbance) model. Deze afname is gebonden aan een maximum en kan gebaseerd zijn op een norm, zoals die van ASCOBANS (handhaving van minimaal 80% van de carrying capacity). Omdat voor de Bruinvis een matig ongunstige staat van instandhouding geldt is het echter onwaarschijnlijk dat	In hoofdstuk 7 wordt getoetst aan de genoemde 5% als maximale afname van de huidige populatie, zoals aangegeven in het KEC.

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar beschreven in MER?
	deze soort zich op het niveau van de carrying capacity bevindt en is het daarom de vraag of een populatiereductie van 20% acceptabel is. In de update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) uit 2016 heeft het Rijk aangegeven dat een maximale afname van 5% van de huidige populatie acceptabel is en dat dit neerkomt op een afname van hooguit 255 bruinvissen per windpark. In het MER dient dus getoetst te worden aan de 5% zoals aangegeven in het KEC.	
11	Gezien het grote aantal soorten vissen in het projectgebied is het niet realistisch om in het MER aan alle soorten aandacht te besteden. Behalve naar beschermde vissoorten dient de aandacht ook uit te gaan naar vissoorten die van belang zijn als voedsel voor beschermde vogels en zeezoogdieren. Te denken valt aan kleine pelagische soorten als Haring of Sprot als voedsel voor vogels of grondels als voedsel voor de Bruinvis. De effecten op vissen kunnen worden omschreven door uit te gaan van een aantal voorbeeldsoorten die representatief zijn voor een bepaalde levenswijze (pelagisch of demersaal), plaats in de voedselketen en gevoeligheid voor geluid.	Zie paragraaf 7.4.2. van het MER.
12	Het benthos in het projectgebied kent momenteel geen soorten die directe bescherming genieten. Een uitzondering daarop vormt wellicht de Platte oester die zich op windturbines kan vestigen. Wel kunnen algemene bodemdieren voedsel vormen voor beschermde vissen en vogels. Te denken valt bijvoorbeeld aan schelpdierbanken in de kustzone die van belang zijn als voedsel voor duikende eenden.	Zie bijlage 5 van het MER, waarin in paragraaf 2.2 wordt aangegeven bij zee-eenden dat deze soorten gebonden zijn aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Deze omstandigheden doen zich niet voor in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). In onder andere paragraaf 2.7 van bijlage 5 van het MER wordt ingegaan op bodemfauna.
13	De Commissie adviseert om de dynamiek van de bodem (zandbanken, zandgolven, megaribbels en dergelijke) te beschrijven in het hoofdstuk morfologie en hydrologie en daarbij gebruik te maken van publicaties die betrekking hebben op gebieden die liggen op of bij de projectlocatie. Dit kan dan als basis dienen voor de beschrijving van het biotoop van de bodemfauna.	Zie hoofdstuk 5 over morfologie en hydrologie en paragraaf 7.3.1 over de huidige situatie van bodemdieren.
14	In haar advies voor reikwijdte en detailniveau voor het MER voor de kavels I en II van Hollandse Kust (zuid), d.d. 31 oktober 2016, heeft de Commissie geadviseerd, ten behoeve van toekomstige MER'en, kansmodellen voor de risico's van aanvaring/aandrijving bij doorvaart van schepen < 24 meter te ontwikkelen. Hierdoor kunnen deze risico's op dezelfde kwantitatieve wijze worden bepaald als nu reeds gebeurt voor alle andere risico's voor scheepvaartveiligheid. In de NRD is aangegeven dat hiervoor kwantitatieve data nodig zijn van (bijna) ongevallen van schepen < 24 meter. Deze data blijken echter niet of nauwelijks beschikbaar, zo is aangegeven, waardoor aan deze aanbeveling van de Commissie voor de MER'en voor de kavels III en IV niet voldaan kan worden. De Commissie adviseert aan te geven welke acties momenteel ondernomen worden om de benodigde data te verzamelen en de gevraagde kansmodellen wél te ontwikkelen en op welke termijn dit kansrijk wordt geacht.	Bij het openstellen van de windparken wordt, evenals in voorgaande kavelbesluiten, een monitoringsverplichting opgenomen. Gemonitord wordt hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hier bij plaatsvinden. Aan de hand van de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen.
15	In de NRD is aangegeven dat de normen in het Handboek Risicozonering windturbines geen aanknopingspunt bieden om de scheepvaartveiligheid te beoordelen. De Commissie onderkent dit en heeft in haar eerdere adviezen daarom geadviseerd na te gaan of een toetsingskader ontwikkeld kan worden, waarbij rekening gehouden wordt met zowel het risico veroorzaakt	In bijlage 14 van het MER is ingegaan op het risico van falen van een windturbine. Dit risico is zo gering, zodat er verder geen actie op wordt ondernomen.

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar beschreven in MER?
	door het falen van een windturbine als met het risico veroorzaakt doordat schepen tegen een windturbine aanvaren of – drijven. De Commissie adviseert aan te geven of momenteel acties worden ondernomen, en zo ja welke, om het gevraagde beoordelingskader te ontwikkelen en op welke termijn dit kader ten behoeve van de beoordeling van toekomstige windparken op zee beschikbaar kan komen.	
16	Voor een goede weergave van het lokale effect van de windparken op de scheepvaartveiligheid adviseert de Commissie alleen het gebied mee te nemen waar de scheepvaartdichtheden en –bewegingen direct beïnvloed worden door de windparken in plaats van de gehele EEZ.	Zie hoofdstuk 8 van het MER.
17	In de NRD is aangegeven dat de zichtbaarheid van de windturbines vanaf de kust zal worden weergegeven aan de hand van (foto)visualisaties vanaf diverse kustplaatsen, overdag en indien mogelijk ook voor de nachtperiode. De Commissie adviseert bij de afstand waarop een object nog kan worden waargenomen als vijfde factor de ooghoogte van de waarnemer boven zeeniveau mee te nemen bij de analyse en beoordeling van de zichtbaarheid van de windturbines.	Ter vergelijking is de invloed van de ooghoogte op de kimduiking in hoofdstuk 9 van het MER nader geduid.
18	In de NRD is niet beschreven hoe het aspect 'dominantie' wordt bepaald en beoordeeld. De Commissie geeft in overweging hiervoor gebruik te maken van de methode die de Commissie presenteerde in haar toetsingsadvies voor de Rijksstructuurvisie Aanvulling gebied Hollandse Kust (zuid), d.d. 31 oktober 2016. Uitgangspunt is daarbij dat, indien in een beeldhoek van 120 graden loodrecht op de kust meer dan 50% gevuld is met windturbines, er sprake is van dominantie. Ook kunnen meerdere klassen daaronder worden onderscheiden, bijvoorbeeld <25% (<30 graden) en 25-50% (30-60 graden) van het beeld van de horizon gevuld. 10 In onderstaande figuren is een en ander geïllustreerd. (...)	In hoofdstuk 9 van het MER wordt beschreven hoe het aspect 'dominantie' wordt bepaald en beoordeeld. In afwijking van hetgeen de Commissie voorstelt, wordt het percentage gepresenteerd van het horizon beslag van de windturbines van de totale beeldhoek aan vrije horizon. Er wordt niet uitgegaan van een beeldhoek van 120 graden, deze wordt per plaats specifiek bepaald. Dit is in overeenstemming met de MER-en voor de andere kavels van Hollandse Kust (zuid).
19	In de NRD wordt terecht geconstateerd dat de horizontale zichthoek een belangrijke rol speelt in de mate waarin het windpark het beeld domineert. De Commissie adviseert daarom dit te betrekken in het milieu-onderzoek, bijvoorbeeld door na te gaan of deze zichthoek door weglating/afsnijding van specifieke hoekpunten van kavels verkleind kan worden.	Dit punt wordt nader behandeld in hoofdstuk 9 van het MER van kavel IV.

BIJLAGEN 14
RISICO'S VOOR SCHEEPVAART DOOR FALEN VAN
WINDTURBINES



1 RISICO'S VOOR SCHEEPVAART DOOR FALEN VAN WINDTURBINES

1.1 Inleiding

Om de risico's voor scheepvaart in windturbineparken (recreatievaart en kleinere visserijvaart) door het falen van windturbines op zee te bepalen, kunnen berekeningen worden uitgevoerd die inzicht geven in de risico's van mogelijke worst-case situaties die zich kunnen voordoen. Bij het falen van windturbines gaat het om het mogelijk falen van rotorbladen, mastbreuk en gondelval. Er is geen normstelsel voor windturbines op zee beschikbaar om te beoordelen of de hoogte van deze risico's aanvaardbaar is voor individuen of voor de samenleving. Omdat er geen normstelsel beschikbaar is kan eventueel gekeken worden naar de regels uit het handboek risicozonering windturbines 2014 (v3.1) die gelden voor windturbines die geplaatst worden op land. Dezelfde regels zouden eventueel toegepast kunnen worden op een zee-situatie. Hierbij is het wel van belang om de juiste normen voor op land toe te passen op de juiste risico-scenario's op zee. Er zijn drie soorten normen voor windturbines op land waarbij aangesloten zou kunnen worden bij het beoordelen van de situatie op zee. In deze notitie worden achtereenvolgens de volgende drie normen beschreven en toegepast op een zee-situatie:

- Plaatsgebonden risico (PR),
- Individueel Passanten Risico (IPR) en het
- Maatschappelijk Risico (MR).

1.2 Plaatsgebonden risico (PR)

Het PR is het risico waarbij gekeken wordt naar een ruimtelijk effect en uitgerekend wordt wat het maximale risico per m² is als een persoon 24 uur per dag voor 365 dagen per jaar onbeschermd op die vierkante meter aanwezig zou zijn. Dit is een weergave van het maximaal optredende ruimtelijk risico en wordt gebruikt om te beoordelen of gebouwen en objecten waar langdurig mensen aanwezig zijn (woningen, ziekenhuizen et cetera) toegestaan kunnen worden binnen deze contouren. Het gaat hier dus om het bieden van bescherming voor gebouwen en objecten waarbij een langere verblijfstijd van personen van toepassing zou kunnen zijn. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de beoordeling van de PR10⁻⁵ contour (voor beperkt kwetsbare objecten) en de PR10⁻⁶ contour (voor kwetsbare objecten).

De PR10⁻⁵ contour wordt normaliter begrenst tot maximaal een afstand van (circa) een halve rotordiameter. Voor de windparken op zee is het voor derden verboden om op een afstand van 50 meter aanwezig te zijn vanaf de windturbinepaal zodat het grootse deel van deze halve rotordiameter zich buiten bereik van een passant bevindt.

Bij de beoordeling van de PR10⁻⁶ contour wordt op land gekeken naar de verblijfstijd en het aantal personen in objecten en gebouwen. Hierbij zijn bijvoorbeeld kantoorgebouwen met gemiddeld minder dan 50 aanwezige personen wel toegestaan binnen deze contour, maar kantoren met gemiddeld meer dan 50 personen (of meer dan 1.500 m² vloeroppervlak) niet.

De risico's worden dus meer acceptabel geacht naarmate het aantal personen dat gedurende een jaar binnen de contour gedurende langere tijd aanwezig is, kleiner is. Op zee zullen er geen boten, schepen of installaties met veel personen gedurende langere tijd aanwezig zijn; de

aanwezigheid is meer incidenteel te noemen. De verblijfstijden van personen zijn zeer laag vergeleken met het toetsingskader voor windturbines op land waar het gaat om min of meer permanente aanwezigheid. Er zijn daarmee ook geen objecten op zee aanwezig die beoordeeld kunnen worden in het kader van het plaatsgebonden risico voor windparken.

Indien er geen objecten met personen aanwezig zijn dan geldt bij de beoordeling van windturbines op land dat personen die 'incidenteel' aanwezig zijn onder de windturbine niet beoordeeld hoeven te worden. Dit betekent bijvoorbeeld dat incidentele aanwezigen die tijdelijk aanwezig zijn onder een windturbine (bijvoorbeeld een turbine boven een parkeerplaats of personen lopend in een bos onder de windturbine) niet beoordeeld worden. Deze situaties worden niet beoordeeld omdat de aanwezigheidsduur van personen onder de windturbines zodanig klein is dat de risico's voor deze personen verwaarloosbaar zijn. Voor windparken op zee geldt dit ook voor recreatievaart en kleine visserijvaart die niet gebonden is aan vaarroutes. De kans dat er iets gebeurt met een windturbine en dat juist op dat moment er een vaartuig aanwezig is onder de windturbine, is zodanig klein dat dit als een verwaarloosbaar klein risico kan worden gezien.

Onderstaand is een kort rekenvoorbeeld toegevoegd van een worst-case scenario welke de hoogte van de risico's illustreert.

Kader 1.1 Voorbeeld berekening plaatsgebonden risico

We nemen een gepensioneerde recreatieschipper met een zeilboot die 2 dagen per week de overtocht maakt tussen Nederland en Engeland. Hierbij vaart hij bij elke oversteek zo dicht mogelijk langs 50 windturbines. Als hij langs de windturbines vaart dan vaart hij met een snelheid van 3,6 m/s (7 knopen). Hij vaart bij elke windturbine circa 300 meter lang binnen de risicocontour (maximale werpafstand van de windturbine) en passeert de windturbines op 50 meter. Dit betekent dat hij 83 seconden per windturbine aanwezig is binnen de risicozone. Hij is dan gedurende $83 \times 50 / 3.600 = 1,16$ uur per oversteek aanwezig binnen het risicogebied. Per jaar is hij 120 uur aanwezig in de risicozone onder een windturbine (52 weken maal 2 dagen). Tijdens deze periode ondervindt hij een gemiddeld plaatsgebonden risico van 5×10^{-6} per jaar. Gezien zijn verblijfsfractie (tijd dat hij binnen de risicocontour aanwezig is) ondervindt hij een resterend totaal risico van 7×10^{-8} per jaar. De verwachtingswaarde dat er iets met deze actieve schipper gebeurt door de aanwezigheid van de windturbines is één in de 14,3 miljoen jaar. Deze kans is zodanig klein dat zijn risico verwaarloosbaar is.

1.3 Individueel passanten risico (IPR)

Het IPR wordt gebruikt om het risico voor passanten op transportroutes te berekenen. Dit wordt toegepast op situaties waarbij windturbines in de buurt staan van routes waar veel personen op aanwezig zijn zoals rijkswegen, spoorlijnen en kanalen met veel vaartransport. Het IPR is normaliter enkel van toepassing op transportroutes van rijksniveau. De toets kan door een bevoegd gezag ook worden toegepast voor lokale wegen, maar de uitkomsten bij lokale wegen zijn vrijwel altijd geheel binnen de gehanteerde normen. De norm die Rijkswaterstaat hanteert voor de beoordeling van transport routes is voor het IPR een maximale waarde van 10^{-6} voor één passant per windparkinrichting. (Daarbij wordt uitdrukkelijk vermeld dat het IPR geen algemene toepassing heeft.) Zelfs bij het extreme voorbeeld in Kader 1.1 is het IPR nog niet hoger dan 10^{-6} voor deze passant. Het IPR is op land alleen van toepassing op routes en niet op de 'gewone' openbare ruimte, dat wil zeggen dat als een windturbine publiek te bereiken is zonder dat er sprake is van een transportroute, de normen voor het plaatsgebonden risico

gelden (zie hierboven), De doorgaande vaarroutes nabij het windpark op zee zijn zodanig ver gelegen van de windturbines (ordegrootte 2 NM over het algemeen) dat er geen sprake is van een optredend risico. Het IPR als gevolg van het falen van de windturbines is voor personen op de doorgaande vaarroutes dus nihil. Het scenario in kader 1.1 geeft een voorbeeld van het beoordelen van het risico van een meer individuele route door een windpark resulterend in een waarde van 7×10^{-8} , dus ver onder de norm.

1.4 Maatschappelijk Risico (MR)

Naast het IPR wordt op land ook het MR berekend voor transportroutes. Dit geeft per windturbinepark (per inrichting) weer wat het risico van plaatsing van de windparkinrichting in de nabijheid van een transportroute voor de gehele maatschappij betekent. Hiervoor wordt het optredende risico voor één passage vermenigvuldigd met het aantal personen dat in één jaar een passage maakt over de transportroute. Hierbij worden dus transportroutes beoordeeld ten opzichten van één windparkinrichting. Dit geeft het maatschappelijk risico van de windparkinrichting op de transportroute weer. Per windpark wordt een maximaal maatschappelijk risico van 2×10^{-3} geaccepteerd. Het handboek stelt daarbij expliciet dat het niet de bedoeling is om dit risico cumulatief over meerdere windparken te beschouwen, en er wordt uitdrukkelijk vermeld dat het MR geen algemene toepassing heeft.

Omdat de doorgaande vaarroutes echter niet binnen de effectzone van de windturbines vallen (zie hiervoor onder IPR) treedt er in dit geval ook geen maatschappelijk risico bij de vaarroutes zelf op. Dit is te vergelijken met een snelweg op land die niet binnen de effectzone van een windpark valt. Beoordeling is dan ook conform het handboek niet benodigd.

Als het MER wordt toegepast op de optelsom van individuele passages in een windpark, dan is dit feitelijk niet de manier waarop het Handboek dit bedoeld heeft, voor individuele passages geldt immers het IPR. Passen we dit echter desondanks toch toe (je zou kunnen redeneren dat scheepvaart minder gebonden is aan 'wegen' in vergelijking met een landsituatie) dan ontstaat het volgende beeld. De hoogte van de norm voor het MER is 2×10^{-3} . Dit betekent dat ten opzichte van de situatie zoals beschreven in kader 1.1 er voortdurend $(2 \times 10^{-3}) / (7 \times 10^{-8}) = 28.571$ schepen met een intensief verplaatsingsscenario zoals beschreven in kader 1.1. in het windpark actief zouden mogen zijn voordat de norm voor het MR wordt overschreden. Het is triviaal dat dit niet het geval zal zijn.

Aanvullend dient opgemerkt te worden dat het individueel passantenrisico en maatschappelijk risico conform het handboek per windpark wordt bepaald en er niet gecumuleerd wordt met alle windturbines die langs rijkswegen staan in één provincie of in geheel Nederland en vervolgens getoetst aan de normen voor IPR en MR. Voor windturbines op zee zijn deze risico's dus ook niet op te tellen voor alle windturbines op zee of alle windturbines in een groter gebied zoals alle kavels in geheel windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).