Milieueffectrapport Kavelbesluit Borssele

Concept t.b.v. tussentijds advies Cie-m.e.r.

Ministeries van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu en Rijkswaterstaat

Grontmij Nederland B.V.
Houten, 19 maart 2015

Verantwoording

Titel	:	Milieueffectrapport Kavelbesluit Borssele
Subtitel	:	
Projectnummer	:	337839
Referentienummer	:	GM-0156561
Revisie	:	Concept
Datum	:	19 maart 2015

Auteur(s)	:	Grontmij Nederland / Pondera Consult
E-mail adres	:	
Gecontroleerd door	:	
Paraaf gecontroleerd	:	
Goedgekeurd door	:	
Paraaf goedgekeurd	:	
Contact	:	Grontmij Nederland B.V. De Molen 48 3994 DB Houten Postbus 119 3990 DC Houten T +31 88 811 66 00 www.grontmij.nl

Inhoudsopgave

Samenvatting 8

1 Inleiding 27
1.1 Aanleiding 27
1.2 M.e.r.-procedure voor de twee kavelbesluiten 28
1.3 Inhoud milieueffectrapport 29
1.4 Initiatiefnemer en betrokken partijen 29
1.5 Inspraak 29
1.6 Leeswijzer 30

2 Wet- en regelgeving en beleidskader 31
2.1 Inleiding 31
2.2 Duurzame energiedoelstellingen 31
2.2.1 EU 31
2.2.2 Energieakkoord 32
2.3 Ontwikkelingen en beleid windenergie op zee 32
2.3.1 Ronde 1 en 2 windparken 32
2.3.2 Nationaal Waterplan 1 (NWP1) en beleidsnota Noordzee 32
2.3.3 Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee 33
2.3.4 Routekaart windenergie op zee 33
2.3.5 Noordzee 2050 Gebiedsagenda, Nationaal Waterplan 2 (NWP2) en nieuwe Beleidsnota Noordzee 35
2.4 Wet windenergie op zee 36
2.5 Belangrijkste internationaal beleid 37
2.5.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie 37
2.5.2 OSPAR-verdrag (1992) 37
2.5.3 ASCOBANS (1994) 38

3 Onderbouwing locatiekeuze Borssele 39
3.1 Waarom windenergiegebied Borssele? 39
3.2 Aandachtspunten windenergiegebieden en uitrol Energieakkoord 39
3.3 Beoordelingskader windenergiegebieden 40
3.3.1 Beoordelingskader 40
3.3.2 Niet onderscheidende thema's 41
3.3.3 Te beoordelen gebieden 42
3.4 Ecologie 44
3.4.1 Vogels 44
3.4.2 Zeezoogdieren 47
3.5 Landschap: zichtbaarheid 49
3.6 Andere functies 50
3.6.1 Scheepvaartveiligheid 50
3.6.2 Olie- en gas 51
3.6.3 Visserij 53
3.7 Kosten 55
3.8 Conclusie 56

4 Verkaveling Borssele 58

4.1 Uitgangspunten voor de verkaveling 58
4.2 Kenmerken van het windenergiegebied Borssele 59
4.3 Verkaveling van windenergiegebied Borssele 61
4.4 Volgorde van uitgifte van de kavels 62
4.5 Aansluiting op het elektriciteitsnet 63

5 Aanpak effectbeoordeling 65
5.1 Inleiding bandbreedte-benadering 65
5.2 Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven 65
5.2.1 Bandbreedte 65
5.2.2 Alternatieven 68
5.2.3 Innovatie 69
5.2.4 Elektrische infrastructuur: inter-array bekabeling, platform en tracé export kabel 70
5.2.5 Nul-alternatief: huidige situatie en autonome ontwikkeling 70
5.2.6 Voorkeursalternatief 71
5.3 Beoordelingskader 72
5.3.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie 72
5.3.2 Vogels, vleermuizen en onderwaterleven 72
5.3.3 Scheepvaart en veiligheid 73
5.3.4 Overige gebruiksfuncties 73
5.3.5 Morfologie en hydrologie 73
5.3.6 Landschap 73
5.4 Effectbeoordeling en mitigerende maatregelen 74
5.4.1 Beoordelingscriteria per milieuaspect 74
5.5 Cumulatie 76

6 Vogels en vleermuizen 79
6.1 Inleiding 79
6.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte 79
6.3 Beoordelingskader 80
6.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 81
6.4.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels 82
6.4.2 Broedende (kolonie) vogels 86
6.4.3 Vogels tijdens seizoenstrek 86
6.4.4 Vleermuizen 89
6.5 Effectbeschrijving 90
6.5.1 Algemeen 91
6.5.2 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering 96
6.5.3 Effecten tijdens gebruiksfase: vogelslachtoffers door aanvaringen 97
6.5.4 Effecten tijdens gebruiksfase: lokaal verblijvende niet-broedvogels 98
6.5.5 Effecten tijdens gebruiksfase: broedende (kolonie)vogels 100
6.5.6 Effecten tijdens gebruiksfase: vogels tijdens seizoenstrek 104
6.5.7 Vleermuizen 105
6.5.8 Effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines 106
6.6 Conclusie 107
6.7 Cumulatie 108
6.7.1 Inleiding 108
6.7.2 Vogels 109
6.7.3 Vleermuizen 111
6.8 Mitigerende maatregelen 111
6.8.1 Constructiefase 111
6.8.2 Operationele fase 112
6.8.3 Verwijderingsfase 113

7 Onderwaterleven 114
7.1 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte 114
7.2 Beoordelingskader 115
7.2.1 Bodemdieren en vissen 115

7.2.2 Zeezoogdieren 115
7.2.3 Beoordelingscriteria en effectbeoordeling 115
7.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 116
7.3.1 Bodemdieren 116
7.3.2 Vissen 122
7.3.3 Zeezoogdieren 126
7.4 Effectbeschrijving 137
7.4.1 Bodemdieren 137
7.4.2 Vissen 138
7.4.3 Zeezoogdieren 141
7.5 Effectbeoordeling 148
7.5.1 Bodemdieren 148
7.5.2 Zeezoogdieren 149
7.6 Cumulatie 150
7.6.1 Vissen en benthos 150
7.6.2 Zeezoogdieren 150
7.6.3 Cumulatieve effecten na 6 jaar constructie van windparken 152
7.6.4 Cumulatieve effecten op de totale Noordzee 153
7.7 Mitigerende maatregelen 153
7.7.1 Zeezoogdieren 153
7.8 Leemten in kennis 156
7.8.1 Zeezoogdieren 156

8 Scheepvaartveiligheid 158
8.1 Inleiding 158
8.2 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven 158
8.3 Beoordelingskader 158
8.4 Aanpak Marin 159
8.4.1 SAMSON 159
8.4.2 Gevolgschade 162
8.4.3 Kruisende scheepvaart 165
8.5 Effectbeschrijving 165
8.5.1 Inleiding 165
8.5.2 Kans op aanvaringen en aandrijvingen 167
8.5.3 Gevolgschade 167
8.5.4 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur 169
8.5.5 Effecten van werkverkeer op aanvaringsrisico 170
8.5.6 Kruisende scheepvaart 171
8.5.7 Effecten scheepvaartveiligheid bij openstellen van kavels I en II 172
8.6 Effectbeoordeling 173
8.7 Cumulatie 174
8.8 Mitigerende maatregelen 174
8.9 Leemten in kennis 175

9 Morfologie en hydrologie 176
9.1 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven 176
9.2 Beoordelingskader 177
9.2.1 Golven 177
9.2.2 Waterbeweging 177
9.2.3 Waterdiepte en bodemvormen 177
9.2.4 Bodemsamenstelling 178
9.2.5 Troebelheid en waterkwaliteit 178
9.2.6 Sedimenttransport 178
9.2.7 Kustveiligheid 178
9.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 178
9.3.1 Huidige situatie 178
9.3.2 Autonome ontwikkeling 182

9.4 Effectbeschrijving 183
9.4.1 Effecten tijdens exploitatie 183
9.4.2 Effecten tijdens aanleg en verwijdering 185
9.4.3 Effecten tijdens onderhoud 187
9.5 Effectbeoordeling 187
9.6 Cumulatie 187
9.7 Mitigerende maatregelen 187
9.8 Effecten innovatie 187
9.9 Leemten in kennis 188

10 Landschap 189
10.1 Inleiding 189
10.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte 189
10.3 Beoordelingskader 189
10.3.1 Zichtbaarheid van het windpark 190
10.3.2 Fotovisualisaties 190
10.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 190
10.5 Effectbeschrijving 192
10.5.1 Horizontale beeldhoek 192
10.5.2 Zichtbaarheid 193
10.5.3 Fotovisualisaties 196
10.6 Conclusie 198
10.7 Cumulatie 199
10.8 Mitigerende maatregelen 199

11 Overige gebruiksfuncties 200
11.1 Inleiding 200
11.2 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven 200
11.3 Beoordelingskader 201
11.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 202
11.5 Effectbeschrijving 210
11.5.1 Visserij 210
11.5.2 Olie- en gaswinning 211
11.5.3 Luchtvaart 211
11.5.4 Zand-, grind-, en schelpenwinning 212
11.5.5 Baggerstort 212
11.5.6 Scheeps- en luchtvaartradar 213
11.5.7 Kabels en leidingen 215
11.5.8 Telecommunicatie 215
11.5.9 Munitiestortgebieden en militaire activiteiten 215
11.5.10 Recreatie en toerisme 216
11.5.11 Cultuurhistorie en archeologie 216
11.5.12 Mosselzaadinvanginstallaties 217
11.5.13 Windparken 217
11.6 Effectbeoordeling 217
11.7 Cumulatie 218
11.8 Mitigerende maatregelen 218
11.9 Leemten in kennis 219

12 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies 220
12.1 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven 220
12.2 Beoordelingskader 221
12.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling 221
12.4 Effectbeschrijving 221
12.5 Effectbeoordeling 223
12.6 Cumulatie 223
12.7 Mitigerende maatregelen 223
12.8 Leemten in kennis 223

13 Afweging 224
13.1 Inleiding 224
13.2 Toetsing aan wettelijk kader 224
13.3 Effecten binnen de bandbreedte 224
13.3.1 Vogels en vleermuizen 225
13.3.2 Onderwaterleven 225
13.3.3 Scheepvaart en veiligheid 227
13.3.4 Geologie en hydrologie 227
13.3.5 Landschap 227
13.3.6 Overige gebruiksfuncties 228
13.3.7 Elektriciteitsopbrengst 229
13.4 Cumulatie 229
13.5 Innovatie 231
13.6 Mitigerende maatregelen 231
13.7 Keuze voorkeursbandbreedte 232
13.7.1 Aspecten die de bandbreedte niet inperken 232
13.7.2 Aspecten die de bandbreedte wel inperken 232
13.7.3 Conclusie 233
13.8 Leemten in kennis 233
13.8.1 Inleiding 233
13.8.2 Vogels en vleermuizen 233
13.8.3 Onderwaterleven 233
13.8.4 Scheepvaart en veiligheid 234
13.8.5 Geologie en hydrologie 234
13.8.6 Landschap 234
13.8.7 Overige gebruiksfuncties 234
13.8.8 Elektriciteitsopbrengst 234
13.8.9 Conclusie 234
13.9 Opzet voor monitorings- en evaluatieplan 234

Literatuurlijst 236

Verklarende woordenlijst 255

Bijlage 1: Nadere omschrijving voornemen

Bijlage 2: Achtergrondrapport ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Bijlage 3: Effecten van aanleg op zeezoogdieren

Bijlage 4: Visualiesatierapport

Bijlage 5: Zichtbaarheidsanalyse

Bijlage 6: Veiligheidsstudie scheepvaartveiligheid

Bijlage 7: Inventarisatie Flora- en faunawet

Bijlage 8: Passende beoordeling

Bijlage 9: Verwerking advies Cie-m.e.r.

Bijlage 10: Aanzet monitorings- en evaluatieprogramma

Samenvatting

1 Inleiding

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, namelijk 4.450 MW in 2023.

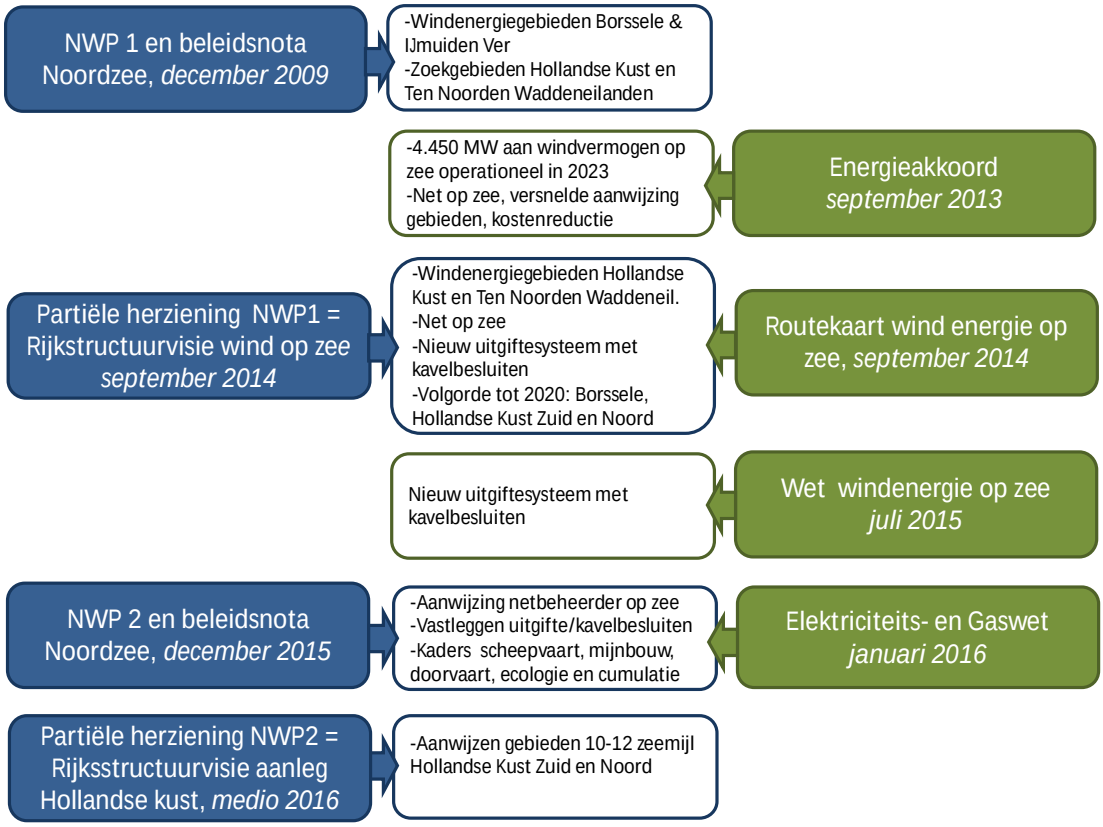
De keuze is gemaakt deze doelstelling te realiseren door middel van een nieuw uitgiftesysteem. Hiervoor is de Wet windenergie op zee opgesteld die naar verwachting op 1 juli 2015 in werking treedt (Kamerstukken II, 2014/15, 34 058). Deze bevat een aantal stappen voor het uitgiftestelsel. Windparken mogen 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).

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. Op 23 oktober 2014 is in de Kennisgeving kavelbesluiten Borssele het voornemen aangekondigd tot het opstellen van dit voorliggende milieueffectrapport (MER). Samen met de kennisgeving is de Conceptnotitie reikwijdte en detailniveau MER kavelbesluiten Borssele gepubliceerd (Stct 2014, 29729). Hierin wordt een toelichting gegeven op het initiatief om deze kavels uit te geven en is beschreven wat in dit MER onderzocht wordt. Ook is de gelegenheid geboden zienswijzen in te dienen.

De windturbines die in het windenergiegebied Borssele geplaatst worden, moeten worden aangesloten op het hoogspanningsnet. TenneT draagt zorg voor deze aansluiting. Het gaat daarbij om twee platforms in het windenergiegebied Borssele, de kabels vanaf deze platforms naar en over land en de aansluiting op het hoogspanningsnet op land. Voor deze aansluiting wordt door TenneT een aparte procedure inclusief m.e.r. doorlopen.

2 Beleidscontext en aanleiding kavelbesluiten

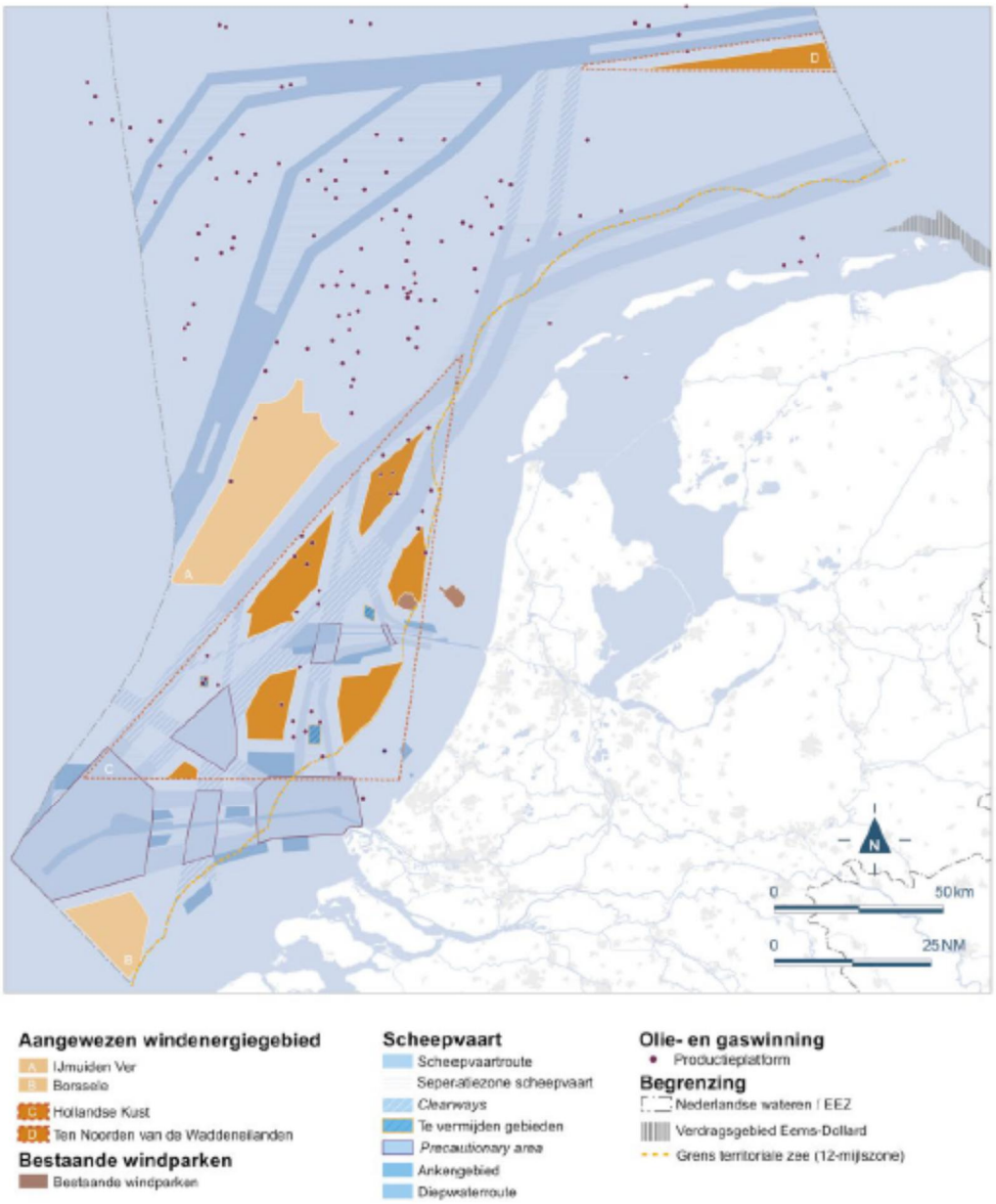
In de volgende figuur is een samenvatting gegeven van de belangrijkste beleidsdocumenten met betrekking tot windenergie op zee.



Figuur S1: Context en aanleiding kavelbesluiten Borssele

Vier gebieden zijn voor de ontwikkeling van wind op zee aangewezen, zie ook de volgende figuur:

- Borssele;
- IJmuiden Ver;
- Hollandse Kust;
- Ten noorden van de Waddeneilanden.



Figuur S.2 Gebieden voor windenergie (uit: Rijksstructuurvisie Windenergie op zee, 2014)

Op 26 september 2014 is door de ministers van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu een brief aan de Tweede Kamer gestuurd waarin de routekaart wordt gepresenteerd (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)). Deze routekaart is nodig voor het tijdig realiseren van de doelstelling voor windenergie op zee, zoals afgesproken in het Energieakkoord. Het kabinet concludeert dat een gecoördineerde netaansluiting van windparken op zee leidt tot lagere maatschappelijke kosten en een kleinere impact op de leefomgeving. Het uitgangspunt voor de routekaart is dat de opgave voor windenergie op zee het meest kosteneffectief kan worden gerealiseerd door uit te gaan van een nieuw concept van netbeheerder TenneT voor een net op zee. Dit concept gaat uit van standaard platforms waarop per platform 700 MW windenergiecapaciteit kan worden aangesloten. De windturbines van de windparken worden rechtstreeks op het platform aangesloten.

In de volgende tabel is het schema van de ontwikkeling van windenergie op zee opgenomen uit het Energieakkoord en de routekaart.

Jaar	Schema Energie-akkoord (MW)	Nieuwe schema (MW)	Gebieden route-kaart
2015	450	700	*Borssele*
2016	600	700	*Borssele*
2017	700	700	*Hollandse Kust: Zuid-Holland*
2018	800	700	*Hollandse Kust: Zuid-Holland*
2019	900	700	*Hollandse Kust: Noord-Holland*

3 Locatiekeuze

Bij het beoordelen van windenergiegebied Borssele gaat het erom aan te tonen dat het gebied geschikt is voor windenergie, niet of het gebied het *meest* geschikt is voor windenergie. Naast windenergiegebied Borssele zijn immers ook de andere gebieden nodig om de doelstellingen uit het SER-akkoord te bereiken.

In de volgende tabel is de beoordeling van de windenergiegebieden samengevat.

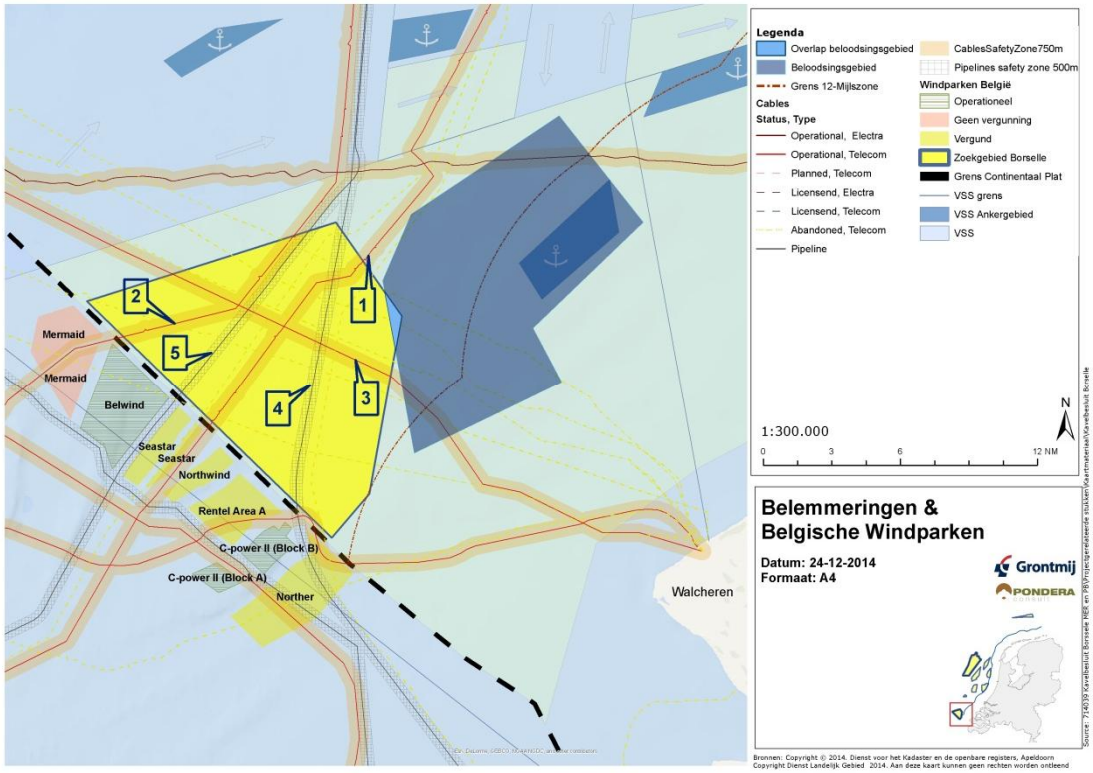
Thema	Aspect	Borssele	Hollandse Kust	IJmuiden Ver	Ten Noorden van de Waddeneilanden
Ecologie	Vogels				
	Zeezoogdieren				
Landschap	Zichtbaarheid				
Andere functies	Scheepvaartveiligheid				
	Olie- en gas				
	Visserij				
Kosten					

Kleur	Uitleg
Rood	negatieve effecten verwacht, grote belemmering/veel mitigerende maatregelen nodig; relatief hoge kosten
Oranje	beperkt negatieve effecten verwacht, mogelijke belemmering/weinig mitigerende maatregelen nodig; relatief matige kosten
Geel	beperkt negatieve effecten verwacht, geen belemmering/geen mitigerende maatregelen nodig; relatief beperkte kosten
Groen	weinig tot geen negatieve effecten verwacht; relatief lage kosten

De verschillende windenergiegebieden kennen allemaal zowel aanzienlijke negatieve effecten als geringe negatieve effecten. De verschillen tussen de gebieden zijn wat dat betreft beperkt. Windenergiegebied Borssele kan dan ook aangemerkt worden als een gemiddeld geschikt gebied. Windenergiegebied Borssele heeft ten gevolge van de afwezigheid van olie- en gasbelangen als enige gebied geen effecten hierop.

4 Verkaveling

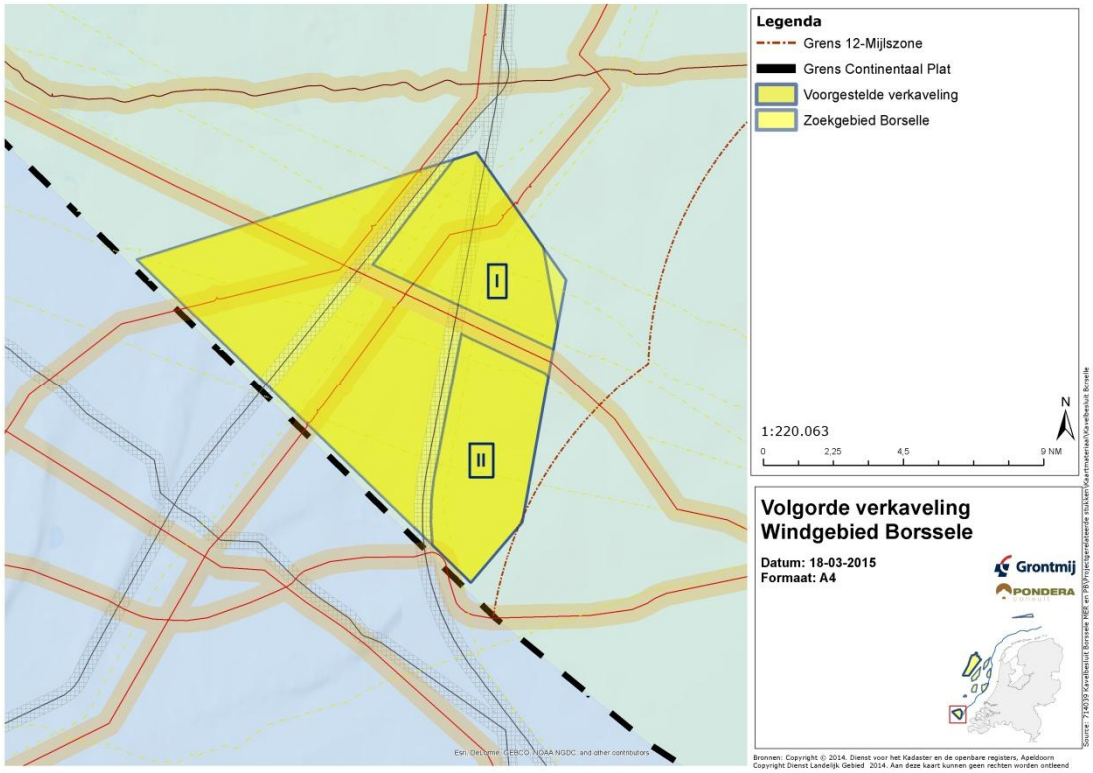
Borssele heeft een bruto omvang van 344 km$^{2.}$. Beschikbaar voor windparken is echter een aanmerkelijk kleiner deel omdat in het gebied diverse belemmeringen aanwezig zijn. Het gaat daarbij om onder meer kabels en leidingen inclusief de aan te houden afstanden tot deze kabels en leidingen, zie de volgende figuur. Ook wordt een afstand van 500 meter aangehouden tot het continentaal plat van de grens met België.



De windparken worden uiteindelijk aangesloten op het hoogspanningsnet door middel van transformatorplatforms op zee die Tennet in het gebied zal aanleggen. Deze platforms en de kabels die van deze platforms naar land lopen, nemen eveneens ruimte in binnen het gebied. Tevens zullen bereikbaarheidszones voor het per helikopter kunnen aanvliegen van deze platforms vrijgehouden worden. Dit alles resulteert in een netto beschikbaar gebied van circa 240 $km^{2.}$, zie de volgende figuur.

Bij een invulling van circa 6 $MW/km^{2.}$ (een gebruikelijk kengetal voor opgesteld vermogen aan windturbines op zee) is ruimte aanwezig voor ongeveer 1.440 MW aan windturbines. Tennet is voornemens om elk platform geschikt te maken voor het aansluiten van 700 MW aan windenergie. Het indelen van het windenergiegebied in eenheden van 700 MW is daarom voor de hand liggend. Het Rijk kiest ervoor om 4 kavels van circa 350 elk uit te geven die twee aan twee aangesloten worden op de twee te realiseren transformatorstations.

De kavels moeten naast elkaar liggen om ze in de tijd twee aan twee te laten aansluiten op de (transformator)platforms Alpha en Beta op zee van TenneT. Door een combinatie te kiezen van een windrijk en dieper kavel met een minder windrijk en ondieper kavel, deze tegelijk te onderzoeken en in procedure te brengen, is de optimalisatie van de grens tussen de kavels gedurende deze periode nog mogelijk. De combinaties van kavels III en IV en kavels I en II liggen daarom het meest voor de hand. Bovendien kunnen de kabels voor het aansluiten op de platforms op zee van TenneT bij deze combinaties zo kort mogelijk blijven. Dit MER gaat over kavel II (zie de volgende figuur).



5 Wijze van effectbeoordeling

Bandbreedte

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit. In dit MER zijn alternatieven voor twee gebieden met elk één windpark onderzocht (twee zogenaamde ‘kavels’). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types dat mogelijk is binnen een dergelijke kavel.

De kavels binnen het windenergiegebied Borssele worden aldus 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.

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 dit MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die de kavelbesluiten mogelijk maken, dienen onderzocht te zijn. 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 als alternatieven in het MER 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.

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavels staat in de volgende tabel.

Onderwerp / variabele	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	3 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	125 – 250 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	100 – 220 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 4 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*: 15-20 meter
Elektrische infrastructuur (*inter-array* bekabeling)	33 kV / 66 kV

Zoals aangegeven kan de *worst case* situatie voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. De onderstaande tabel geeft voor de verschillende milieuaspecten de *worst case* en *best case* aan.

Milieuaspect	Bandbreedte	
	Alternatief (Worst case)	*Alternatief (Best case)*
Vogels en vleermuizen	117 x 3 MW turbines tiplaagte 25 m, rotordiameter 100 m en 121 m	35 x 10 MW turbines tiplaagte 30 m, rotordiameter 220 m
Onderwater-leven[1]	35 x10 MW turbines Hei-energie: 3.000 kJ 1 turbinelocatie per dag	117 x 3 MW turbines Hei-energie: 1.000 kJ 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart	117 x 3 MW turbines *Jacket*-fundering met diameter 15 m Scenario 1: openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)	35 x 10 MW turbines Monopaal-fundering met diameter 10 m Scenario 2: niet openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)
Geologie en hydrologie	117 x 3 MW turbines Elektrische infrastructuur op 33 kV	35 x 10 MW turbines Elektrische infrastructuur op 66 kV
Landschap	35 x 10 MW turbines Max. rotordiameter: 220 m Max. ashoogte: 140 m	117 x 3 MW turbines Min. rotordiameter: 100 m Min. ashoogte: 75 m
Overige ge-bruiks-functies	117 x 3 MW turbines	35 x10 MW turbines
Elektriciteits-opbrengst	opstelling met klein totaal rotoroppervlak	opstelling met groot totaal rotoroppervlak

[1] Voor onderwaterleven is de worst case en best case situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen. Zo is weliswaar de geluidsproductie onder water bij heien met 3.000 KJ hoger dan bij 1.000kJ, het aantal palen dat geheid wordt met een hogere hei-energie is lager waardoor de totale milieubelasting lager uit kan vallen.

Innovatie

De beschouwde bandbreedte in dit MER is dermate ruim dat alle relevante innovatie-opties binnen deze bandbreedte gerealiseerd kunnen worden. Innovatie wordt dan ook niet separaat beschouwd. In een aantal gevallen komen innovatieve oplossingen –weliswaar niet als zodanig expliciet benoemd- aan de orde bij mitigerende maatregelen.

Beoordeling

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, zijn deze op basis van een + / - schaal beoordeeld ten opzichte van het nul-alternatief, de huidige situatie en autonome ontwikkeling. Hiervoor is de in de volgende tabel weergegeven beoordelingsschaal gehanteerd.

Score	Oordeel ten opzichte van de referentiesituatie (nulalternatief)
--	Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering
-	Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering
0	Het voornemen onderscheidt zich niet van de referentiesituatie
+	Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering
++	Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering

Naast het effect van een windpark in kavel II zijn ook cumulatieve effecten van andere windparken en activiteiten beschouwd en zijn tevens mitigerende maatregelen onderzocht.

6 Resultaat milieubeoordeling

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria weer. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken. Het betreft een samenvatting van de effectbeoordeling, de omschrijving van de beoordelingscriteria is hiervoor vereenvoudigd. Deze tabellen geven geen gewicht mee aan de scores.

Vogels en vleermuizen

Beoordelingscriteria	Alternatief 1 117 x 3 MW turbines tiplaagte 25 m, rotordiameter 100 m en 121 m	Alternatief 2 35 x 10 MW turbines tiplaagte 30 m, rotordiameter 220 m
Aanlegfase vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Gebruiksfase vogels		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Kolonievogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Verwijderingsfase vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Vleermuizen		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-

Het alternatief met 35 x 10 MW turbines en een rotordiameter van 221 meter is het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, vanwege het geringere aantal aanvaringsslachtoffers in vergelijking met de andere alternatieven. De *worst case* situatie is het alternatief met 117 x 3 MW turbines en een rotordiameter van 121 meter.

Onderwaterleven

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines Hei-energie: 1.000 kJ 1 turbinelocatie per dag	35 x10 MW turbines Hei-energie: 3.000 kJ 1 turbinelocatie per dag
Effecten bij aanleg, gebruik en verwijdering op: - Biodiversiteit - Recruitment - Dichtheden/biomassa - Bijzondere soorten	*Bodemdieren* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Bodemverstoring - Straling - Verandering visserij *Vissen* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Straling - Verandering visserij	 0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ - 0 0 0/+	 0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ 0/- 0 0 0/+
Zeezoogdieren Aanleg - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen - Fysieke aantasting Gebruik - Verstoring door geluid en trillingen turbines - Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud) Verwijdering - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Dierverstoringsdagen - Aantal aangetaste dieren - Populatie-effecten (Noordzee) - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren	 - -- - - 0/- 0 0 0 0 0/- 0/-	. - - -- - 0/- 0 0 0 0 0/- 0/-

Voor wat betreft de effecten als gevolg van geluid, blijkt voor zeezoogdieren alternatief 2 (35 x 10 MW turbines) de *best case* te zijn. Dit vanwege de kortere duur van verstoring in vergelijking met alternatief 1 (117 x 3 MW turbines); deze kortere duur weegt per saldo positief op tegen de hogere hei-energie. De effecten voor bruinvissen kunnen, indien toepassing wordt gegeven aan de worst case, sterk negatief zijn. In dit scenario zal populatiereductie van bruinvissen groter zijn dan als toelaatbaar wordt geacht in het Kader Ecologie en Cumulatie. Door toepassing van mitigerende maatregelen is dit effect te beperken tot onder deze drempelwaarde. Voor wat betreft bodemdieren en vissen zijn de effecten zeer gering van omvang.

Scheepvaartveiligheid

Beoordelings-criteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines *Jacket*-fundering met diameter 15 m Scenario 1: openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)	35 x 10 MW turbines Monopaal-fundering met diameter 10 m Scenario 2: niet openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving	0/-	0
	Gevolgschade van aanvaring of aandrijving	0	0
Scheepvaart	Wijziging in routestructuur	0	0
	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0	0

Uit de milieubeoordeling blijkt dat voor alternatief 1 (K2_3MW) de (aanvarings- of aandrijvings-) kansen hoger zijn dan voor alternatief 2 (K2_10MW). Dit komt vooral door het grotere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor alternatief K2_3MW is 0.073991 per jaar. Dit is bijna vier keer zo groot dan bij alternatief K2_10MW. Voor wat betreft scheepvaart en veiligheid is alternatief 1 de *worst case* en alternatief 2 de *best case*.

Geologie en hydrologie

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		een 10 MW turbine op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosiebescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter	een 3 MW turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.
- Effect op golven	- Kwalitatief en kwantitatief	0	0
- Effect op waterbeweging (waterstand/stroming)		0	0
- Effect op waterdiepte en bodemvormen		0	0
- Effect op bodemsamenstelling		0	0
- Effect op troebelheid en waterkwaliteit		0	0
- Effect op sedimenttransport		0	0
- Effect op kustveiligheid		0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, exploitatie, verwijdering en onderhoud van het windpark zijn lokaal, beperkt van omvang en tijdelijk van aard. Beide alternatieven verschillen hierin nauwelijks en zijn derhalve nagenoeg gelijk.

Landschap

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines Max. tiphoogte 125	35 x 10 MW turbines Max. tiphoogte 250 m
- Zichtbaarheid in percentage van de tijd - Interpretatie zichtbaarheid aan de hand van fotovisualisaties	- Kwalitatief (op basis van fotovisualisaties) en kwantitatief (% zichtbaarheid in de tijd)	0/-	0/-

Beide alternatieven scoren hetzelfde, want voornamelijk de meteorologische omstandigheden bepalen de zichtbaarheid van het windpark en de afmeting van de turbines is daardoor minder relevant. De grote turbines zijn op een afstand van 42 kilometer of meer nog wel incidenteel zichtbaar, de kleinste turbines niet meer. Dit verschil in effect wordt echter zo klein ingeschat vanwege het feit dat de meteorologische omstandigheden veelal de zichtbaarheid op een dergelijke grote afstand beperken, dat dit geen duidelijk onderscheid betekent in *best* of *worst case*.

Overige gebruiksfuncties

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW windturbines (tiphoogte 130 m) op een gravity based fundatie met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.	35 x 10 MW windturbines (tiphoogte 250 m) op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosie-bescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Olie- en gaswinning	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
	Interferentie Kustwacht	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortgebieden	0	0
Scheeps- en luchtvaartradar	Schaduwwerking	0	0
	Multipath / Bouncing	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring kabelverbindingen	0	0
	Verstoring straalpaden	0	0
Munitiestortgebieden en militaire gebieden	Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden	0	0

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	Alternatief 2
		117 x 3 MW windturbines (tiphoogte 130 m) op een gravity based fundatie met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.	35 x 10 MW windturbines (tiphoogte 250 m) op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosie-bescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0	0
Mosselzaadinvanginstallaties	Beperkingen mosselzaadinvanginstallaties	0	0
Windparken	Beïnvloeding windparken	0/-	0/-

Uit de effectbeoordeling blijkt dat er nauwelijks effecten optreden ten aanzien van reeds aanwezige gebruiksfuncties. Dit komt deels doordat bij de locatiekeuze rekening is gehouden met de aanwezige gebruiksfuncties. Bij de gebruiksfuncties visserij, zandwinning, scheeps- en luchtvaartradar en cultuurhistorie & archeologie is sprake van (zeer) geringe effecten in de vorm van ruimteverlies (visserij, zandwinning), aantasting (archeologie) of beïnvloeding (scheepsradar). De effecten worden gezien de geringe omvang neutraal beoordeeld en de alternatieven verschillen niet.

Elektriciteitsopbrengst

Beoordelingscriteria	Beoordeling	
	Alternatief 1	Alternatief 2
	117 x 3 MW turbines	35 x 10 MW turbines
Energieopbrengst	++	++
Vermeden emissies	++	++

Voor het bepalen van de elektriciteitsopbrengst zijn berekeningen uitgevoerd met een tweetal turbines waarvoor gegevens beschikbaar zijn en die wat betreft grootte zo ver mogelijk uit elkaar liggen. Uit deze berekeningen komt vrijwel geen verschil in opbrengst naar voren. Beide alternatieven verschillen nauwelijks qua elektriciteitsproductie en vermeden emissies. Hierbij kan aangetekend worden dat dit niet wil zeggen dat alle turbinetypes gelijk zullen scoren, ook al is het opgestelde vermogen telkens 350 MW (uitgangspunt inrichting kavel). Turbines die relatief grote rotoren hebben (dus een laag aantal Wm^2) zullen meer energie opwekken dan turbines met een relatief kleine rotor. Daarbij speelt ook de onderlinge windafvang en de windafvang van de Belgische parken een rol. Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor het beste scoren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

Cumulatie

In de volgende tabel is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
Vogels en Vleermuizen	Overschrijding van de PBR[1] voor grote en	Mitigerende maatregelen zijn te treffen om wel acceptabele effecten te bereiken (zie paragraaf 13.7).

[1] PBR staat voor *Potential Biological Removal.* Dit is het aantal vogels dat door sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
	kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw is niet uit te sluiten	
Zeezoogdieren	Effecten op de GSI[2] kunnen niet worden uitgesloten	Mitigerende maatregelen zijn te treffen om wel acceptabele effecten te bereiken (zie paragraaf 13.7).
Scheepvaart en veiligheid	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen leiden tot andere effecten op scheepvaart en veiligheid	Geen gevolgen kavelbesluit. Het cumulatieve effect van andere windparken op de verkeersveiligheid is, in tegenstelling tot eerdere veiligheidsstudies, niet apart inzichtelijk gemaakt, maar is als basissituatie beschouwd. De nieuwe routestructuur die vanaf 1 augustus 2013 van kracht is geworden, houdt namelijk al rekening met toekomstige windparken. Het cumulatieve effect dat deze toekomstige windparken kunnen hebben op de scheepvaartroutes, wordt dus al opgevangen door de nieuwe routestructuur. Tevens is in de berekeningen voor kavel II gecumuleerd over kavels I, III en IV; de routestructuur voor kavel II verandert niet als kavels I, III en IV ook worden meegenomen. Door het windenergiegebied Borssele ontstaat mogelijk een corridor ten gevolge van de aanwezige onderhoudszones voor (netaansluitings)kabels waarvan het al dan niet mogelijk maken van doorvaart wordt overwogen. Een aparte studie naar de veiligheidseffecten wordt hiervoor uitgevoerd.
Geologie en hydrologie	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen ook leiden tot effecten op geologie en hydrologie	Geen, bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel 1, 3 en 4) zullen nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten optreden. Dat betekent dat er geen sprake is van cumulatie, ook niet met andere activiteiten en andere verder weg gelegen windparken.
Landschap	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele hebben tevens invloed op de zichtbaarheid van windturbines vanaf het strand.	Geen, de inbeslagname van de horizontale beeldhoek door windturbines zal toenemen bij de ontwikkeling van deze windturbines ten opzichte van de huidige situatie. De afstand tot de kust van deze windturbines is over het algemeen dermate groot, dat de meteorologische omstandigheden de zichtbaarheid van de windturbines drastisch beperken. De kortste afstand tussen de offshore windturbines en het strand bedraagt 24 kilometer. Op deze afstand is een windpark in de zomerperiode gemiddeld overdag 27,2% van de tijd zichtbaar. De meeste windparken liggen verder van het strand af en zijn daardoor gemiddeld een kleiner percentage van de tijd zichtbaar. Naast windparken zijn ook tal van schepen zichtbaar aan de horizon.
Overige gebruiksfuncties	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele hebben tevens invloed op overige gebruiksfuncties.	Geen, bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel I, III en IV) wordt het totale ruimtebeslag groter waardoor een groter gebied verloren gaat voor de visserij. In totaal gaat circa 0,6% van het bevisbare oppervlak van het NCP[3] verloren. Het gebied dat verloren gaat voor de visserij betreft relatief goede visgronden, waardoor in cumulatie sprake is van beperkte negatieve effecten voor de visserij. Door het grotere aantal turbines wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast. Voor recreatie en toerisme heeft de verdere invulling van windenergiegebied Borssele beperkte gevolgen omdat de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust.

[2] GSI staat voor Gunstige Staat van Instandhouding

[3] NCP staat voor Nederlands Continentaal Plat

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
		Voor vaartuigen die vanuit Zeeland de oversteek naar Engeland willen maken betekent de aanvullende realisatie van kavel I extra omvaren. Kavel III en IV leiden niet tot nog meer omvaren omdat deze kavels ten westen van kavel I en II liggen. Het Belgische windenergiegebied leidt waarschijnlijk nauwelijks tot extra omvaren omdat het Belgische windenergiegebied direct ten zuidwesten van windenergiegebied Borssele ligt. Door het windenergiegebied Borssele ontstaat mogelijk een corridor ten gevolge van de aanwezige onderhoudszones voor (netaansluitings)kabels waarvan het al dan niet mogelijk maken van doorvaart wordt overwogen. Indien een doorvaartbare corridor wordt gerealiseerd vermindert dat het omvaren.
Elektriciteitsopbrengst	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen wind afvangen	Geen, de realisatie van kavels I, III en IV zal leiden tot meer windafvang voor kavel II. De mate van windafvang is afhankelijk van de exacte invulling van deze kavels. Bij het berekenen van de energieopbrengst is ervan uitgegaan dat alle geplande parken in België reeds gebouwd zijn, verdere windafvang vanuit België zal dan ook niet plaatsvinden.

Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat vrijwel bij elk aspect voldaan kan worden aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van effecten op vogels en bruinvissen zijn mitigerende maatregelen noodzakelijk. Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke effecten kunnen worden gemitigeerd door middel van de volgende maatregelen:

Tabel 13.10 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mitigerende maatregel
Vogels en vleermuizen	Aanvaring/verstoring	• Stilzetten bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde gestuwde trek • Cut-in windspeed verhogen (t.b.v. vleermuizen) in relevant seizoen en tijdstip van de dag (schemering). • Maximale tiplaagte verhogen • Grotere afmetingen van turbines (verhogen van de ondergrens van de bandbreedte (groter dan 3 MW)) • zo klein mogelijk oppervlak windpark (minste habitatverlies)
Zeezoogdieren	Verstoring en daarmee gepaard gaande populatiereductie; PTS	• Beperken van de aanlegperiode • Gebruik maken van ‘Slow start’ en ‘Acoustic Deterrent Devices’ (ADD’s) • Maximaal toelaatbaar geluidniveau (bijv. 160 dB op 750 meter afstand (Duitse norm))
Scheepvaart en veiligheid	Aandrijving	• Gebruik maken van het Automatic Identification System (AIS) • Inzetten van een Emergency Towing Vessel
Geologie en hydrologie	-	-

Aspect	Effect	Mitigerende maatregel
Landschap	-	-
Overige gebruiks-functies	Omvaren voor visserij (en overige scheepvaart)	• corridor door windenergiegebied Borssele openstellen voor schepen waardoor de vaartijd naar visgronden (en overige bestemmingen) wordt beperkt.
	Aantasting archeologische waarden	• de locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologische object te ontwijken.
Elektriciteitsopbrengst	-	-

Een aantal maatregelen zal in ieder geval uitgevoerd worden, zoals het gebruik maken van een 'slow start' en ADD's, het opnemen van de activiteiten van de aanleg in de 'Berichtgeving aan Zeevarenden' en het stilzetten van de windturbines ten tijde van SAR-operaties. Voor de overige mitigerende maatregelen is nog niet bepaald of en in welke mate deze worden toegepast. In het kavelbesluit wordt opgenomen welke maatregelen genomen worden.

7 Afweging

Toetsing aan wettelijk kader

Enige sterfte van vogels en afname van populaties zeezoogdieren zijn niet op voorhand uit te sluiten. Door middel van de Wet windenergie op zee wordt de toets die ingevolge de Natuurbeschermingswet 1998 en Flora- en faunawet dient te worden uitgevoerd, geïntegreerd in het kavelbesluit. Het bevoegd gezag beschikt middels artikel 7 Wet windenergie op zee over een vrijstellingsbevoegdheid in het kader van de flora en faunawet. Ten behoeve van de toetsing aan de Natuurbeschermingswet 1998 is een Passende Beoordeling uitgevoerd (zie bijlage X). Uit deze Passende Beoordeling blijkt dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden.

Overige wet- en regelgeving is waar relevant besproken in de diverse aspectenhoofdstukken en waar nodig vertaalt naar concrete normen. Bijvoorbeeld de normstelling binnen ASOBANS is gehanteerd om een maat voor aanvaardbare populatiereductie te bepalen voor bruinvissen in het hoofdstuk onderwaterleven. Bepalingen ten aanzien van EHS zijn niet van toepassing; EHS ligt namelijk binnen de 12 nautische mijl terwijl windenergie gebied Borssele geheel buiten de 12 nautische mijl ligt.

Keuze voorkeursbandbreedte

Voor wat betreft de volgende aspecten zijn er in dit MER geen belemmeringen naar voren gekomen die de bandbreedte inperken:

- Scheepvaart en veiligheid;
- Geologie en hydrologie;
- Landschap;
- Overige gebruiksfuncties;
- Elektriciteitsopbrengst.

Dat is wel het geval bij vogels en vleermuizen en onderwaterleven.

Aspecten die de bandbreedte wel inperken

Maatregelen die de bandbreedte inperken en die getroffen worden om tot een benodigde vermindering van effecten te komen zijn:

Vogels en vleermuizen

- De ondergrens van de toe te passen turbines wordt verhoogd van 3 MW naar een nog nader te bepalen vermogen van 4 tot 6 MW per turbine.

- Stilstandvoorziening 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 tussen 4 tot 6 m/s in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen (augustus tot en met september).

Onderwaterleven
- De geluidsproductie tijdens heien begrenzen tot een nader te bepalen maximale waarde tussen 160 en 168 dB re μPa^2s op 750 meter.

Conclusie

Het kavelbesluit dient de voorkeursbandbreedte mogelijk te maken. Deze bandbreedte is ten opzichte van de bandbreedte waar dit MER mee aanving aangescherpt als gevolg van effecten op vogels en vleermuizen en onderwaterleven.

Leemten in kennis en informatie

De ontwikkeling van offshore windparken heeft een relatief korte geschiedenis. Inmiddels zijn de eerste monitoringsevaluaties bekend van onder andere offshore parken in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het betreft resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Zekerheid over de effecten op lange termijn kan hiermee nog niet geboden worden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel II beperken. Er blijven onzekerheden bestaan over de effecten, onder meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van offshore windenergie; in brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden.

Kort zijn de volgende leemten te constateren:
- Lokale vogels: In het algemeen is de kennis van de verspreiding van zeevogels op zee in het opzicht van ruimte en tijd nog onvolledig;
- Trekvogels: Algemeen is de kennis van het tijdsbeslag en de ruimtelijke omvang van de vogeltrek nog onvolledig. Het gebrek aan representatieve gegevens hangt samen met het vaak moeilijk toegankelijke leefgebied en het ontbreken van gestandaardiseerde telmethodes. Er bestaan aanwijzingen voor verschillende trekroutes in het Noordzeegebied. Kwantitatieve data hierover, hoe groot het aandeel van deze trekroutes is op de trek in zijn geheel ontbreken, evenals data over trekdichtheden in de verschillende gedeeltes van de Noordzee.
- Benthos: Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend.
- Zeezoogdieren: Leemten in kennis doen zich voor ten aanzien van aspecten als verspreiding en voorkomen van zeezoogdieren, migratiepatronen, drempelwaarden voor TTS, PTS en vermijding, gedragsreacties als gevolg van onderwatergeluid en foerageergedrag. Modelberekeningen van de verspreiding van onderwatergeluid in combinatie met drempelwaarden die afgeleid zijn uit verschillende studies voorspellen het optreden van vermijding, TTS en PTS bij zeezoogdieren. Nader onderzoek in de vorm van monitoring in het veld, aanvullend laboratoriumonderzoek en verdere modelontwikkeling is nodig om de leemten in kennis aan te vullen.
- Vissen: Specifieke kennisleemten met betrekking tot windparken bestaan vooral ten aanzien van soort en omvang van veranderingen van de visfauna op de langere termijn als gevolg van het instellen van beperkingen voor de visserij en het aanbrengen van hardsubstraat.
- Elektriciteitsopbrengst: De windafvang vanuit België en vanuit de overige kavels binnen windenergiegebied Borssele kan vrij goed berekend worden nadat de exacte opstellingen

van die windparken bekend zijn. Verwacht wordt dat de berekeningen in dit MER een goede indicatie geven.

De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel II in windgebied Borssele. De inschatting is dan ook dat een kavelbesluit genomen kan worden, ondanks de bestaande leemten in kennis en onzekerheden. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt door middel van dit MER.

Opzet voor monitoring en evaluatie

Bij de besluitvorming zal worden aangegeven op welke wijze en op welke termijn een evaluatieonderzoek zal moeten worden verricht. Dit evaluatieonderzoek heeft tot doel om enerzijds de voorspelde effecten te vergelijken met de daadwerkelijk optredende effecten en anderzijds te beoordelen in hoeverre de geconstateerde leemten in kennis waar nodig zijn ingevuld.

In zijn algemeenheid is het monitorings- en evaluatieprogramma nodig om de kennis te verbeteren over de effecten die windparken op het natuurlijke milieu hebben. Wat betreft de specifieke monitoringsonderwerpen dienen de verwachte wezenlijke effecten zoals in dit MER beschreven als uitgangspunt, naast de gesignaleerde leemten in kennis gelegd te worden. Gezien de verwachte negatieve effecten op zeezoogdieren van de aanleg van de funderingen van het windpark, verdient onderzoek dat gericht is op geluidsoverdracht, gedragsreacties en verwijdering van zeezoogdieren, bijzondere aandacht. Daarnaast is vogelonderzoek van belang gezien de aanvaringsslachters en de

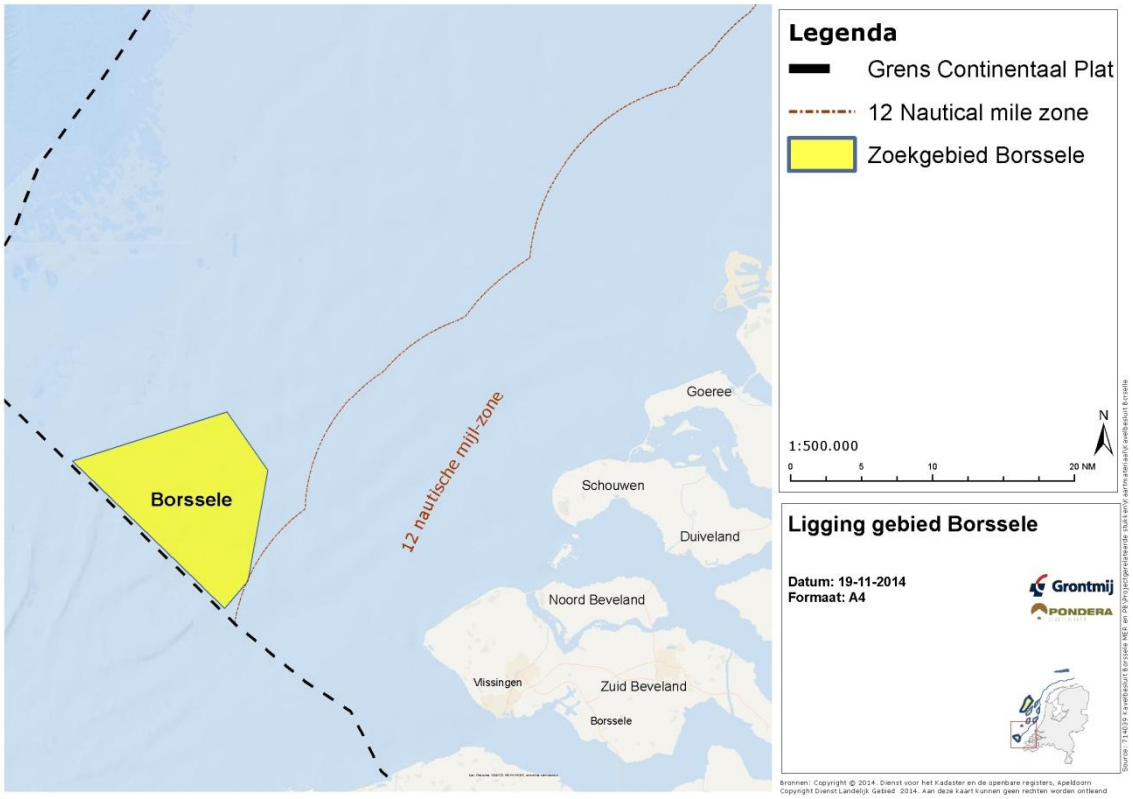
1 Inleiding

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 naar verwachting op 1 juli 2015 in werking treedt (Kamerstukken II, 2014/15, 34 058). 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 worden naar verwachting per 1 juli 2015 generieke voorschriften voor windparken op zee vastgelegd.

De routekaart voor windenergie op zee (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)) geeft aan dat met deze nieuwe systematiek als eerste twee kavels in het windenergiegebied Borssele worden uitgegeven (zie figuur 1.1).



Figuur 1.1 Windenergiegebied Borssele

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. Op 23 oktober 2014 is in de Kennisgeving kavelbesluiten Borssele het voornemen aangekondigd tot het opstellen van dit voorliggende milieueffectrapport (MER). Samen met de kennisgeving is de Conceptnotitie reikwijdte en detailniveau MER kavelbesluiten Borssele gepubliceerd (Stct 2014, 29729). Hierin wordt een toelichting gegeven op het initiatief om deze kavels uit te geven en is beschreven wat in dit MER onderzocht wordt. Ook is de gelegenheid geboden zienswijzen in te dienen.

De windturbines die in het windenergiegebied Borssele geplaatst worden, moeten worden aangesloten op het hoogspanningsnet. TenneT draagt zorg voor deze aansluiting. Het gaat daarbij om twee platforms in het windenergiegebied Borssele, de kabels vanaf deze platforms naar en over land en de aansluiting op het hoogspanningsnet op land. Voor deze aansluiting wordt door TenneT een aparte procedure inclusief m.e.r. doorlopen.

1.2 M.e.r.-procedure voor de twee kavelbesluiten

De procedure van de m.e.r. bij besluiten over activiteiten met potentieel aanzienlijke milieueffecten, is voorgeschreven op grond van nationale en Europese wetgeving. De aard en omvang van deze activiteiten (wanneer m.e.r.) zijn opgenomen in het Besluit milieueffectrapportage. De m.e.r.-procedure mondt uit in een rapport, het milieueffectrapport (MER). De inhoudelijke vereisten aan een MER staan in hoofdstuk 7 van de Wet milieubeheer.

In onderdeel D, categorie D22.2, van de bijlage van het Besluit milieueffectrapportage staat dat windparken met een gezamenlijk vermogen van 15 MW of meer, of bestaande uit 10 windturbines of meer, m.e.r.-beoordelingsplichtig zijn. Dit houdt in dat het bevoegd gezag moet beoordelen of het doorlopen van een project-m.e.r. noodzakelijk is. Deze beoordeling is voor dit initiatief van twee kavelbesluiten achterwege gebleven omdat het Rijk, gezien de aard en schaal van het initiatief, er direct voor heeft gekozen om een project-m.e.r. uit te voeren. Voor de kavelbesluiten is de uitgebreide m.e.r.-procedure gevolgd.

Er wordt een project-m.e.r. doorlopen voor de kavelbesluiten als bedoeld in de Wet windenergie op zee. De kavelbesluiten treden in de plaats van de vergunningen op grond van de Waterwet en Natuurbeschermingswet 1998 en de ontheffingen op grond van de Flora- en faunawet. Het detailniveau van dit MER is zodanig dat voor de realisatie van twee windparken op basis van de kavelbesluiten, geen verdere m.e.r.-procedure doorlopen hoeft te worden.

Omdat significante effecten op Natura 2000-gebieden bij het realiseren van windparken in windenergiegebied Borssele niet op voorhand zijn uit te sluiten, worden ook 'Passende Beoordelingen' opgesteld voor de kavelbesluiten Deze maken onderdeel uit van dit MER en bevatten een beoordeling van de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

1.3 Inhoud milieueffectrapport

Het doel van dit MER is om informatie te leveren die het mogelijk maakt om het milieubelang - in brede zin - een volwaardige plaats te geven in de besluitvorming omtrent de kavelbesluiten.

Hiertoe bevat dit MER de volgende zaken:

- De locatieonderbouwing: geschiktheid windenergiegebied Borssele ten opzichte van de overige voor windenergie aangewezen gebieden.
- De verkaveling van het gebied: overwegingen die ten grondslag liggen aan de kavelindeling van het windenergiegebied Borssele en de keuze voor de eerste twee kavels.
- Inzicht in de milieueffecten van opstellingsvarianten van windturbines binnen de twee kavels. Dit gebeurt door binnen een bandbreedte te variëren in posities van windturbines en eigenschappen van de turbines, zoals fundatie, ashoogte en rotordiameter.

1.4 Initiatiefnemer en betrokken partijen

Dit MER is opgesteld in opdracht van de minister van Economische Zaken, in overeenstemming met de minister van Infrastructuur en Milieu.

Bij het tot stand komen van uitgifte van kavels voor windparken in het gebied Borssele zijn diverse partijen betrokken. Onderscheid kan gemaakt worden tussen overheden, belanghebbenden (meestal verenigd in organisaties) en burgers.

Belanghebbend zijn de windsector, natuur- en milieuorganisaties, visserij, zandwinning, olie- en gassector, recreatie en scheepvaart, zowel in Nederland als deels in België.

Diverse overheden zijn direct betrokken in het adviestraject van m.e.r. en kavelbesluiten. De belanghebbenden zijn met stakeholderbijeenkomsten bij de totstandkoming van het MER betrokken. Iedereen, waaronder burgers, kan inspreken tijdens de twee inspraakperioden (zie 1.5). Op grond van het ESPOO-verdrag is België geconsulteerd.

1.5 Inspraak

Deze m.e.r.-procedure kent twee momenten waarop zienswijzen kunnen worden ingediend. Een heeft plaatsgevonden rondom de terinzagelegging van de conceptnotitie reikwijdte en detailniveau van 24 oktober 2014 tot en met 4 december 2014. De zienswijzen uit deze periode zijn samen met het advies van de Commissie m.e.r. betrokken in de totstandkoming van dit rapport. De tweede periode is tijdens de terinzagelegging van het ontwerp-kavelbesluit, inclusief dit MER.

De inspraakperiodes worden bekend gemaakt door publicatie in één of meerdere dag-, nieuws- of huis-aan-huisbladen of op een andere geschikte wijze. Na verwerking van de zienswijzen worden de definitieve kavelbesluiten vastgesteld. Tegen die besluiten kan beroep worden ingesteld bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State.

1.6 Leeswijzer

Dit milieueffectrapport bestaat uit een algemeen deel en twee locatie specifieke delen voor de twee te nemen kavelbesluiten. De onderbouwing van de keuze voor het windenergiegebied Borssele en de verkaveling daarvan is opgenomen in Deel A, het algemene deel van het MER. Dit algemene deel van het MER is ook bruikbaar voor volgende uit te geven kavels, naar verwachting in 2016, in windenergiegebied Borssele.

Deel A, Algemeen deel, bestaat achtereenvolgens uit:

1. Inleiding: beschrijving van de aanleiding en doelstelling voor de kavelbesluiten
2. Context: beschrijving van de samenhang met andere ontwikkelingen, beleid en wet- en regelgeving
3. Locatieafweging Borssele: beschrijving geschiktheid gebied voor windenergie
4. Verkaveling Borssele: beschrijving indeling in vier kavels en keuze voor eerste twee
5. Aanpak effectbeoordeling: beschrijving bandbreedte waarbinnen verschillende windturbineopstellingen, windturbinetypes en funderingsmethoden zijn bekeken en beschrijving van het beoordelingskader

De locatie specifieke delen bestaan uit de beschrijving en effectbeoordeling van de concreet uit te geven kavels. In dit MER worden twee kavels onderzocht die als eerste uitgegeven zullen worden. De delen B1 en B2 bestaan achtereenvolgens uit:

Deel B1 en deel B2, Locatiespecifiek deel kavel I en II Borssele:

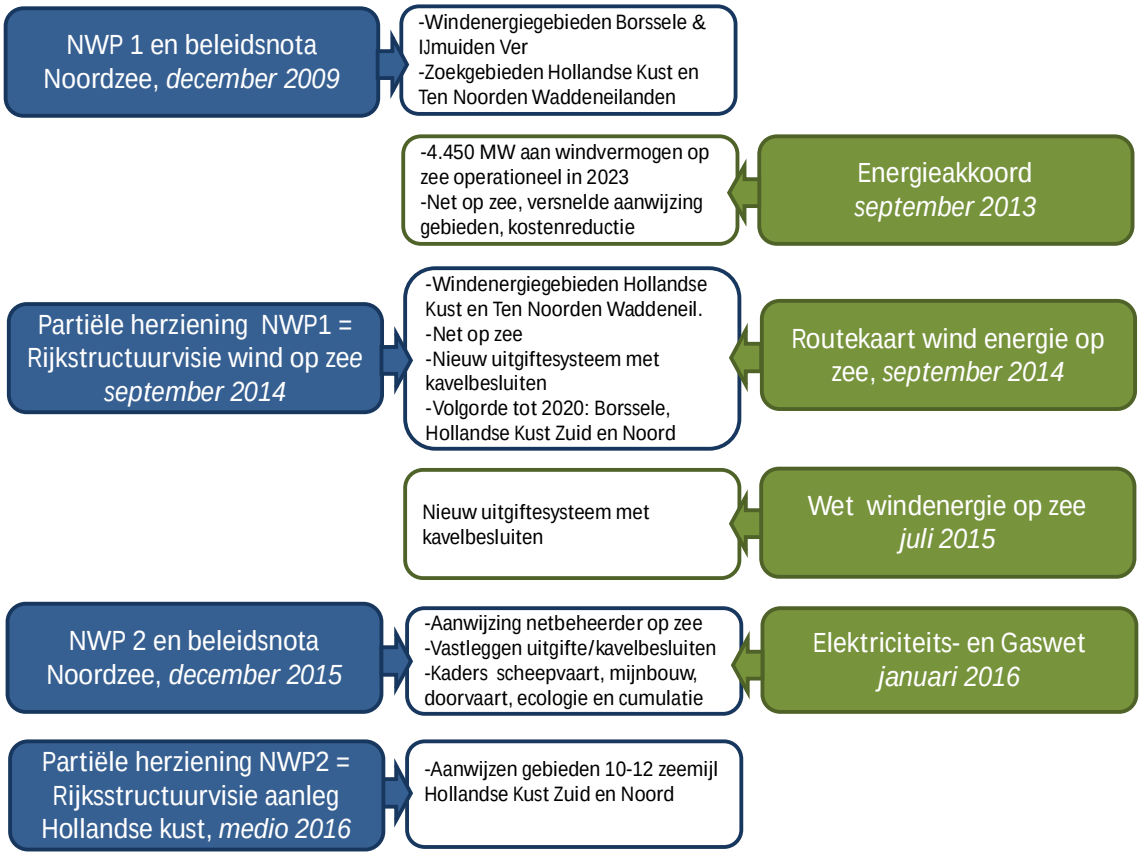
6. Vogels en vleermuizen
7. Onderwaterleven
8. Scheepvaartveiligheid
9. Morfologie en hydrologie
10. Landschap
11. Overige gebruiksfuncties
12. Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies
13. Afweging: effectvergelijking, keuze voorkeursbandbreedte, leemten in kennis en informatie en evaluatie en monitoring

Diverse bijlagen, waaronder Passende Beoordeling

2 Wet- en regelgeving en beleidskader

2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk bevat de samenhang tussen het kavelbesluit en andere, voorgaande ontwikkelingen, beleid, wet- en regelgeving op het gebied van duurzame (wind)energie en ruimtelijke ordening. Hierbij komen eveneens het nut en de noodzaak van windenergie op zee aan de orde. Voor de verschillende milieuaspecten, zoals natuur, scheepvaart en overige gebruiksfuncties, komt het kader van wet- en regelgeving in deel B aan bod. In het onderstaande schema zijn de belangrijkste zaken samengevat:



Figuur 2.1 Context en aanleiding kavelbesluiten Borssele

2.2 Duurzame energiedoelstellingen

2.2.1 EU

In Europees verband is afgesproken om in 2020 14% van het totale energieverbruik in Nederland duurzaam te realiseren. Dit is vastgelegd in Richtlijn 2009/28/EG (PbEG 2009, L140/16). De Europese Commissie is ook al begonnen met de ontwikkeling van beleidsopties voor de periode na 2020. In december 2011 presenteerde de EU het “Stappenplan Energie 2050” als doorkijk naar 2050 en de in de tussentijd te nemen stappen om te komen tot een verdere ver-

duurzaming van de energiemarkt en een verdere CO_2-reductie (80-95%)[4]. In de Europese Raad van 23 en 24 oktober zijn de EU-doelen voor 2030 vastgesteld (Kamerstukken II, 2014/15, 21 501-20, nr. 922). Bij het akkoord over het Klimaat- en Energie Beleidsraamwerk voor 2030 is een Europees bindend doel van 27% hernieuwbare energie afgesproken.

2.2.2 Energieakkoord

Op 6 september 2013 is het 'Energieakkoord voor duurzame groei' (hierna: Energieakkoord) afgesloten.[5] Ruim veertig organisaties, waaronder de overheid, werkgevers, vakbeweging, natuur- en milieuorganisaties, andere maatschappelijke organisaties en financiële instellingen, verbinden zich aan het Energieakkoord. Kern van het akkoord zijn breed gedragen afspraken over energiebesparing, schone technologie en klimaatbeleid. Uitvoering van de afspraken moet resulteren in een betaalbare en schone energievoorziening, werkgelegenheid en kansen voor Nederland in de schone technologiemarkten. In het Energieakkoord is met de betrokken partijen afgesproken dat 4.450 MW aan windvermogen op zee operationeel is in 2023. Dit betekent dat er vanaf 2015 in totaal voor 3.450 MW aan windvermogen dient te worden gerealiseerd. Dit is aanvullend op de circa 1.000 MW van de bestaande parken en hetgeen in voorbereiding is (zie paragraaf 2.3.1 ronde 1 en 2 windparken).

2.3 Ontwikkelingen en beleid windenergie op zee

2.3.1 Ronde 1 en 2 windparken

De eerste windturbines op de Noordzee zijn in 2007 gebouwd in het Offshore Windpark Egmond aan Zee (10 kilometer uit de kust bij Egmond) en in 2008 in het Prinses Amalia Windpark buiten de 12-mijlszone (voorheen genaamd Q7, 22 kilometer uit de kust bij IJmuiden).[6] Ze hebben een vermogen van respectievelijk 108 en 120 MW. Deze parken worden "ronde 1-parken" genoemd. Daarnaast zijn vergunningen verstrekt voor de bouw van nieuwe windparken, de zogenaamde "ronde 2-parken". Drie van deze parken hebben subsidie gekregen en worden gebouwd. Dit zijn Luchterduinen (voorheen Q10, 23 kilometer uit de kust bij Noordwijk aan Zee) dat eind 2015 operationeel is en Gemini I en II (ZeeEnergie en Buitengaats, 85 kilometer boven de kust van Groningen) die vanaf 2017 operationeel zijn. Ze hebben een vermogen van respectievelijk 129 en twee maal 300 MW. In totaal zullen de ronde 1 en ronde 2 parken een opgesteld vermogen hebben van 957 MW.

2.3.2 Nationaal Waterplan 1 (NWP1) en beleidsnota Noordzee

In de Waterwet is vastgelegd dat het Rijk eenmaal in de zes jaar een Nationaal Waterplan (NWP) maakt. Dit plan is het formele plan voor het nationale waterbeleid. Op basis van de Wet ruimtelijke ordening (Wro) is het NWP voor de ruimtelijke aspecten tevens een 'structuurvisie'. In diverse beleidsnota's, die zijn toegevoegd als bijlagen bij het NWP, wordt het beleid verder uitgewerkt.

In het NWP 2009-2015 (NWP1, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, december 2009) is aan de opwekking van windenergie op de Noordzee de status van nationaal belang gegeven. In het NWP1 zijn specifieke gebieden aangewezen waar windturbineparken op geclusterde wijze kunnen worden gebouwd. Deze gebieden maken de gewenste groei van de opwekking van windenergie op zee mogelijk en bieden tegelijkertijd speelruimte om de precieze ligging van de windenergieparken af te stemmen met andere gebruiksfuncties. In de gebieden die zijn aangemerkt voor activiteiten van nationaal belang mogen andere activiteiten dit gebruik niet belemmeren. Wanneer activiteiten van nationaal belang stapelen in hetzelfde gebied, is het uitgangspunt dat gestreefd wordt naar gecombineerd en ruimte-efficiënt gebruik, mits de eerste initiatiefnemer daarbij geen onevenredige schade of hinder ondervindt.

Buiten de aangewezen gebieden geeft het Rijk geen toestemming voor het oprichten van windparken. Binnen de aangewezen windenergiegebieden geeft het Rijk alleen toestemming voor

[4] COM (2011) 885 def.

[5] Zie: http://www.energieakkoordser.nl/doen/nieuws/energieakkoord-voor-duurzame-groei.aspx.

[6] 1 nautische mijl = 1.852 meter, de 12-mijlszone is iets meer dan 22 kilometer breed.

de bouw van windparken binnen de kaders van (deels in ontwikkeling zijnde) regelgeving voor windparken.

In het NWP1 en de daarbij behorende Beleidsnota Noordzee zijn twee concrete windenergiegebieden aangewezen: ´Borssele' (344 km²) en 'IJmuiden Ver' (1.170 km²). De keuze voor deze gebieden is gemaakt op basis van een zo 'conflictvrij' mogelijke uitwerking voor de belangen voor scheepvaart, het mariene ecosysteem, olie- en gaswinning, defensie en luchtvaart.

In de Beleidsnota Noordzee van 2009 zijn destijds de volgende aandachtspunten voor de realisatie van windenergie in het gebied Borssele genoemd:

- het gebied overlapt in het zuidoosten met een mogelijk ecologisch waardevol gebied (Zeeuwse Banken);
- door het gebied lopen relatief veel kabels en leidingen, waardoor mogelijk niet al het oppervlak voor windturbines beschikbaar is;
- inpassing van het opgewekte vermogen in het landelijk elektriciteitsnet is ten tijde van het schrijven van de Beleidsnota Noordzee beperkt tot maximaal 1.000 MW;
- het gebied is tevens een zoekgebied voor een eventueel op te richten multifunctioneel eiland voor energieopslag en -productie.

Inmiddels is bekend, dat de Zeeuwse Banken niet zijn aangewezen als Natura 2000-gebied en daarmee ook geen mogelijk ecologisch waardevol gebied is.

Naast deze twee gebieden wijst het kabinet in het NWP1 twee zoekgebieden aan, namelijk 'Hollandse Kust' en 'Ten Noorden van de Waddeneilanden'. De resterende ruimtelijke vraagstukken voor de aangewezen gebieden Borssele en IJmuiden Ver geven het kabinet namelijk onvoldoende zekerheid dat voor windenergie op zee een voldoende groot gebied van netto minimaal 1.000 km^2 beschikbaar zal zijn. Ten tweede vraagt een kosteneffectieve toepassing van windenergie op zee om het realiseren van een substantieel gebied dichterbij de kust.

De doelstelling voor het zoekgebied Hollandse Kust is het vinden van ruimte voor één of meerdere grotere windenergiegebieden met een totaaloppervlak van 500 km^2 voor realisatie van 3.000 MW. De keuze voor het gebied Ten Noorden van de Waddeneilanden (165 km^2) is mede gemaakt vanuit een spreidingsbehoefte.

2.3.3 Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee

Het NWP1 vermeldt dat het aanwijzen van de windenergiegebieden voor de Hollandse Kust en Ten Noorden van de Waddeneilanden wordt uitgewerkt in een partiële herziening van het NWP. Dit is gebeurd in de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, partiële herziening van het NWP1. Het kabinet heeft op 26 september 2014 de Rijksstructuurvisie definitief vastgesteld (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)). Daarmee zijn de windenergiegebieden Hollandse Kust en Ten Noorden van de Waddeneilanden aangewezen. Deze aangewezen gebieden liggen buiten de 12-mijlszone op minimaal 22 kilometer afstand van de kust.

2.3.4 Routekaart windenergie op zee

Op 26 september 2014 is door de ministers van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu een brief aan de Tweede Kamer gestuurd waarin de routekaart wordt gepresenteerd (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)). Deze routekaart is nodig voor het tijdig realiseren van de doelstelling voor windenergie op zee, zoals afgesproken in het Energieakkoord. In de brief wordt ingegaan op het net op zee, het nieuwe systeem voor de realisatie van windenergie op zee en de gebieden voor windenergie.

Het kabinet concludeert dat een gecoördineerde netaansluiting van windparken op zee leidt tot lagere maatschappelijke kosten en een kleinere impact op de leefomgeving. Het uitgangspunt voor de routekaart is dat de opgave voor windenergie op zee het meest kosteneffectief kan worden gerealiseerd door uit te gaan van een nieuw concept van netbeheerder TenneT voor een net op zee, zoals ook aangegeven in de kamerbrief inzake het laatste deel van de zoge-

naamde Wetgevingsagenda STROOM[7] van 18 juni 2014 (Kamerstukken II 2013/14, 31 510, nr. 49). Dit concept gaat uit van standaard platforms waarop per platform 700 MW windenergiecapaciteit kan worden aangesloten. De windturbines van de windparken worden rechtstreeks op het platform aangesloten.

Daarnaast is in overleg met de windenergiesector een nieuw systeem voor de uitrol van windenergie op zee vormgegeven. In dit systeem wordt de vergunning en subsidie voor specifieke locaties voor windparken door de overheid via een tender uitgegeven (zie ook paragraaf 2.4). Het systeem beoogt bij te dragen aan efficiënt ruimtegebruik, kostenreductie en een versnelling van de uitrol van windenergie op zee.

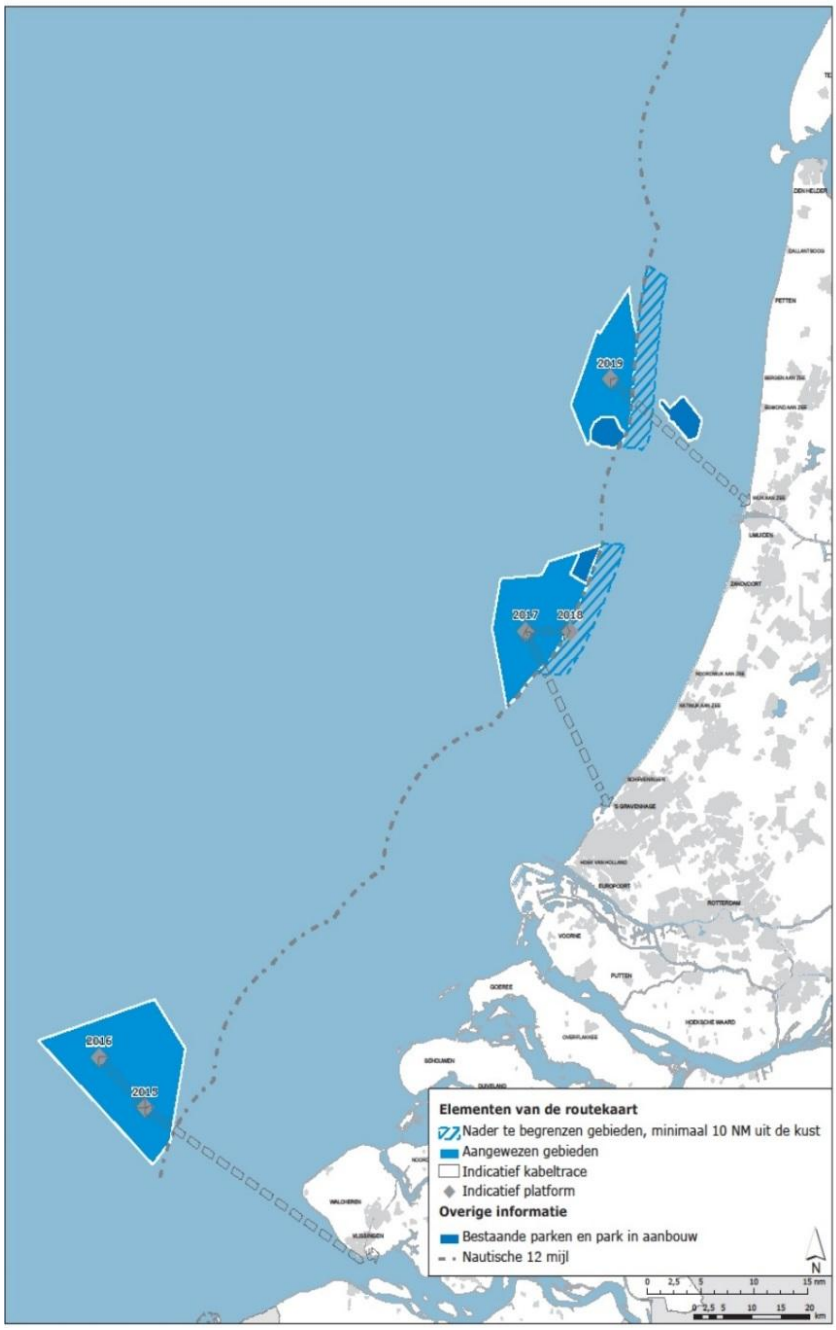
Het kabinet kiest voor een kostenefficiënte aanpak waarbij zoveel mogelijk rekening wordt gehouden met de zorgen van de verschillende belanghebbenden. Uitgaande van de voorgaande punten zal de opgave uit het Energieakkoord binnen drie gebieden kunnen worden gerealiseerd. Als eerste zal het al in 2009 aangewezen gebied Borssele buiten de 12-mijlszone voor de Zeeuwse kust worden ontwikkeld. Daarna worden de windparken voor de Zuid-Hollandse en Noord-Hollandse Kust gerealiseerd (zie figuur 2.2), nadat onderzocht is of uitbreiding met een gebied tussen de 10-12 NM nodig is. De bestaande ronde 2 vergunningen worden hierbij niet benut. De gebieden binnen windenergiegebied Hollandse Kust die niet grenzen aan de 12-mijlszone en de gebieden IJmuiden Ver en Ten Noorden van de Waddeneilanden hebben vanwege hun verdere ligging hogere kosten en komen pas na 2020 eventueel in beeld. Voor het aanwijzen van de gebieden tussen de 10 en 12 NM wordt een partiële herziening van het NWP2 gedaan.

Deze aanpak leidt tot een aanpassing van het uitrolschema uit het Energieakkoord. Zie hiervoor de volgende tabel.

Jaar	Schema Energieakkoord (MW)	Nieuwe schema (MW)	Gebieden routekaart
2015	450	700	*Borssele*
2016	600	700	*Borssele*
2017	700	700	*Hollandse Kust: Zuid-Holland*
2018	800	700	*Hollandse Kust: Zuid-Holland*
2019	900	700	*Hollandse Kust: Noord-Holland*

Figuur 2.2 geeft een overzicht van de gebieden en het jaar van uitgifte van de gebieden van zuid naar noord: Borssele, Hollandse Kust Zuid-Holland en Hollandse Kust Noord-Holland. Ook zijn de voorgestelde gebieden binnen de 12-mijlszone aangegeven aansluitend op de gebieden Hollandse Kust Zuid-Holland en Hollandse Kust Noord-Holland.

[7] Dit gedeelte van de wetgevingsagenda STROOM heeft betrekking op de herziening van de Elektriciteits- en Gaswet. STROOM is opgezet als een wetgevingsagenda die samenhang en consistentie verschaft aan verschillende wetsvoorstellen die los van elkaar en met een verschillend tijdpad worden voorbereid en in procedure worden gebracht.



Figuur 2.2 Realisatie conform routekaart windenergie op zee: aangewezen windenergiegebieden en jaar van uitgifte.

2.3.5 Noordzee 2050 Gebiedsagenda, Nationaal Waterplan 2 (NWP2) en nieuwe Beleidsnota Noordzee

Op 28 juli 2014 is de Noordzee 2050 Gebiedsagenda aan de Tweede Kamer aangeboden (Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 24). De Noordzee 2050 Gebiedsagenda levert thema's en onderwerpen op die verder uitwerking kunnen krijgen in de Beleidsnota Noordzee 2016-2021. Aangezien de Noordzee 2050 Gebiedsagenda en het masterplan voor de energie van de Noordzee tussen 2030 en 2050/2060 betrekking hebben op de middellange en lange termijn, en de kavelbesluiten voor Borssele op korte termijn genomen dienen te worden, heeft de Noordzee 2050 Gebiedsagenda geen concrete betekenis voor dit MER voor de kavelbesluiten.

Voor de periode 2016-2021 is het Noordzee beleid uitgewerkt in het NWP2 en als onderdeel hiervan in de nieuwe Beleidsnota Noordzee 2016-2021. Het ontwerp van beide is in december 2014 aan de Tweede Kamer aangeboden en ter inzage gelegd (Bijlage bij Kamerstukken II,

2014/15, 31710 nr. 35). Ze bouwen voort op de eerdere plannen. Het kabinet geeft binnen de Europese kaders (Kaderrichtlijn Water, Kaderrichtlijn Mariene Strategie, Vogel- en Habitatrichtlijn en Verdrag van Malta) prioriteit aan activiteiten op de Noordzee die van nationaal belang zijn voor Nederland, waaronder opwekking van duurzame energie: voldoende ruimte voor windenergie en andere vormen van duurzame energie, zo veel mogelijk in combinatie. In de ontwerp Beleidsnota Noordzee 2016-2021 wordt een aantal richtlijnen gegeven of aangekondigd voor de ontwikkeling van windparken in afstemming met andere functies op de Noordzee:

- ontwerpcriterium ‘afstand tussen scheepvaartroutes en windparken’;
- ontwerpproces ‘afstand tussen mijnbouwlocaties en windparken’;
- beleidsontwikkeling ten aanzien van ‘doorvaart en medegebruik’;
- beleidsontwikkeling ten aanzien van ‘ecologie en cumulatie’.

2.4 Wet windenergie op zee

De Wet windenergie op zee maakt de opschaling van windenergie op zee mogelijk en introduceert het instrument ‘kavelbesluit’. In de wet wordt een nieuw uitgiftesysteem geïntroduceerd. Dit uitgiftesysteem houdt in dat binnen de aangewezen gebieden in het NWP kavelbesluiten worden genomen waarin wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gerealiseerd mag worden.

Het uitgiftestelsel omvat een aantal stappen. Windparken mogen alleen gebouwd worden op locaties (kavels) die zijn aangewezen in kavelbesluiten. Kavels worden uitsluitend aangewezen binnen een gebied dat is aangewezen in het NWP. In de kavelbesluiten wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Nadat de kavelbesluiten zijn vastgesteld, zal de Minister van Economische Zaken via een subsidietender bepalen aan wie subsidie en de vergunningen worden verleend. In de tender kunnen alle marktpartijen deelnemen die een windpark op een kavel zouden willen realiseren.

Tijdens het opstellen van een kavelbesluit onderzoekt het Rijk onder meer de opbouw van de kavel, de bodem, de heersende windsnelheden en de watergegevens. Een belangrijk onderdeel van de kavelbesluiten behelst de toets van de natuuraspecten. In de Wet windenergie op zee wordt de toets die ingevolge de Natuurbeschermingswet 1998 en Flora- en faunawet dient te worden uitgevoerd, geïntegreerd in het kavelbesluit. Uit de eerder opgedane kennis bij vergunningverlening op grond van de Waterwet blijkt dat gevolgen van windparken op zee vooral kunnen bestaan uit geluidsoverlast voor zeezoogdieren en vissen en aanvaringskansen en habitatverlies voor zeevogels, kustbroedvogels, trekvogels en vleermuizen. De informatie uit de kavelbesluiten vormt naast de informatie uit de hierboven aangegeven onderzoeken, belangrijke informatie waarop marktpartijen via de subsidietender hun bieding kunnen baseren.

TenneT krijgt, als beheerder van het landelijk hoogspanningsnet, de taak het net op zee voor te bereiden. De taak omvat in elk geval de uitvoering van de noodzakelijke technische onderzoeken en het voorbereiden van de verkrijging van vergunningen. De kosten die de beheerder van het landelijk hoogspanningsnet maakt bij de uitvoering van de nieuwe taak komen met terugwerkende kracht in aanmerking voor verwerking in de transporttarieven, ook als uiteindelijk besloten zou worden om in het relevante gebied geen net op zee te realiseren. Op 18 juni 2014 (Kamerstukken II, 2013/14, 31 510, nr. 49) heeft de Minister van Economische Zaken het richtinggevend besluit genomen dat TenneT bij wet wordt aangewezen als netbeheerder op zee ter realisatie van de kwantitatieve doelstellingen voor windenergie op zee zoals opgenomen in het Energieakkoord. Het wetsvoorstel[8] waarin de Elektriciteits- en Gaswet worden herzien en de regels inzake het net op zee in meelopen, treedt naar verwachting per 1 januari 2016 in werking.

[8] http:// www.internetconsultatie.nl/wsvstroom

2.5 Belangrijkste internationaal beleid

Een aantal internationale afspraken en beleidskaders speelt op de achtergrond. Ze werken indirect door in dit MER in verschillende milieuaspecten. Hieronder zijn de belangrijkste genoemd.

2.5.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie, welke is gericht op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand (GMT) van de Noordzee) waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd en is geïmplementeerd in het Waterbesluit[9].

De Nederlandse Mariene Strategie (Deel I) is geschreven aan de hand van een initiële beoordeling (IB) van de toestand van de Noordzee, een beschrijving van de goede milieutoestand (GMT) en de formulering van milieudoelen en bijbehorende indicatoren[10].

Uiterlijk in 2014 moet Nederland rapporteren over het bijbehorende monitoringprogramma (Mariene Strategie Deel II)[11] en uiterlijk in 2015 over het programma van maatregelen (Mariene Strategie Deel III).

Met de Mariene Strategie streeft het kabinet ernaar om, voor de huidige en toekomstige generaties, een gezonde milieutoestand en biodiversiteit van de Noordzee te hebben en veilig te stellen als een belangrijke bron voor de economie en de voedselvoorziening. Met de Mariene Strategie zet het kabinet daarvoor tussen 2012 en 2015 de koers uit. Dit streefbeeld is onderdeel van het NWP: de Noordzee is een gezond en veerkrachtig marien ecosysteem dat duurzaam kan worden gebruikt. Zo geeft de Mariene Strategie mede invulling aan het NWP waarin de (ruimtelijke) voorwaarden zijn gegeven voor het duurzaam, ruimte-efficiënt en veilig gebruik van de Noordzee, in evenwicht met de belangen van het mariene ecosysteem zoals vastgelegd in de Kaderrichtlijn Water, de Kaderrichtlijn Mariene Strategie en de Vogel- en Habitatrichtlijn.

Windenergie wordt genoemd als economische activiteit, energieopwekker en ruimtevrager op de Noordzee, met mogelijke effecten op vogels en onderwaterleven als gevolg van de (aanleg van de) windturbines.

2.5.2 OSPAR-verdrag (1992)

Het OSPAR-verdrag vormt een overkoepelend juridisch kader voor de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijke deel van de Atlantische oceaan. Hieronder valt ook de Noordzee. Het OSPAR-verdrag heeft als belangrijkste doel het voorkomen en beëindigen van de verontreiniging van het mariene milieu en het beschermen van het zeegebied tegen de nadelige effecten van menselijke activiteiten ten einde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en aangetaste zeegebieden te herstellen indien mogelijk.

Samen met 15 andere landen heeft Nederland dit verdrag ondertekend en is derhalve gebonden aan de bepalingen zoals opgenomen in het verdrag. Voor wat betreft de aanleg, exploitatie en verwijdering van windenergie op zee betreft dit de bepalingen in relatie tot het voorkomen van nadelige effecten van menselijk handelen.

Bijlage V van het verdrag bestrijkt alle mogelijke activiteiten die negatieve effecten op mariene ecosystemen en biodiversiteit kunnen hebben en voorziet in de mogelijkheid om deze (indien nodig) te reguleren, met uitzondering van visserij. Tevens bestaan er beperkingen voor de regulering van scheepvaart, waarvoor de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) de primaire verantwoordelijkheid draagt en slechts aanvullende maatregelen kunnen worden genomen binnen het OSPAR-verdrag.

[9] Stb. 2010, 330

[10] Stand van zaken, zie Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

[11] Stand van zaken: Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 25

De voornaamste maatregelen die zijn vastgesteld door de OSPAR-commissie in het kader van Bijlage V hebben betrekking op:

- het identificeren en beschermen van bedreigde of achteruitgaande soorten en habitats;
- het in kaart brengen van (potentieel) schadelijke activiteiten;
- het instellen van (een netwerk van) beschermde zeegebieden;
- het ontwikkelen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen ter ondersteuning van de ecosysteembenadering.

Het verdrag hanteert de volgende criteria voor de vaststelling van menselijke activiteiten voor de toepassing van hetgeen gesteld in Bijlage V:

- de omvang, intensiteit en duur van de desbetreffende menselijke activiteit;
- feitelijke en mogelijke nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke soorten, leefgemeenschappen en habitats;
- feitelijke en potentiële nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke ecologische processen;
- onomkeerbaarheid of duurzaamheid van deze gevolgen.

2.5.3 ASCOBANS (1994)

Dit verdrag heeft als doel het beschermen van kleine walvisachtigen in de Noordzee en Oostzee. Initiatieven, zoals de aanleg van kabels en leidingen, mogen niet tot verstoring van walvisachtigen leiden. Om het doel van ASCOBANS te verwezenlijken zijn de partijen verplicht om binnen hun rechtsmacht en in overeenstemming met hun internationale verplichtingen de instandhoudings-, onderzoek- en beheersmaatregelen uit te voeren die zijn opgenomen in de Bijlage van het verdrag. Hier betreft het voornamelijk het voldoen aan hetgeen gesteld is in Artikel 1, onder c en d van de bijlage; *(c) the effective regulation, to reduce the impact on the animals, of activities which seriously affect their food resources, and (d) the prevention of other significant disturbance, especially of an acoustic nature.*

3 Onderbouwing locatiekeuze Borssele

3.1 Waarom windenergiegebied Borssele?

Dit hoofdstuk zet de overwegingen op een rij om windenergiegebied Borssele als eerste te ontwikkelen. Allereerst zijn de belangrijkste overwegingen en aandachtspunten uit eerdere en toekomstige wet- en regelgeving gepresenteerd. Vervolgens zijn de gebieden Borssele, Hollandse Kust Zuid en Noord, IJmuiden Ver en Ten Noorden van de Waddeneilanden op hoofdlijnen beoordeeld. Hierbij is de geschiktheid van een gebied voor windenergie beschouwd en zijn de aandachtspunten voor de verschillende gebieden naast elkaar gezet. Met de aandachtspunten voor windenergiegebied Borssele is in de verdere uitwerking (voor kavels I en II in Borssele in deel B van dit MER) rekening gehouden.

Bij het beoordelen van windenergiegebied Borssele gaat het erom aan te tonen dat het gebied geschikt is voor windenergie, niet of het gebied het *meest* geschikt is voor windenergie. Naast windenergiegebied Borssele zijn immers ook andere gebieden nodig om de doelstellingen uit het SER-akkoord te bereiken.

Bij de beoordeling van de verspreid liggende grootschalige gebieden, is het detailniveau van de beoordeling globaal; er is vooral gebruik gemaakt van kwalitatieve gegevens en expertjudgement. Voor veel aspecten is het namelijk niet mogelijk om absolute uitspraken te doen over effecten omdat daarvoor gedetailleerde berekeningen aan concrete windparkopstellingen nodig zijn; op dit detailniveau zijn de gebieden nog niet uitgewerkt. Voor het doel van de beoordeling -het naast elkaar zetten van de gebieden- is dit detailniveau voldoende geacht.

3.2 Aandachtspunten windenergiegebieden en uitrol Energieakkoord

In het NWP1 (december 2009) zijn de gebieden Borssele en IJmuiden Ver aangewezen als windenergiegebied. Daarbij is er voor gekozen om alleen de contouren van de gebieden aan te geven en geen invulling te geven in de vorm van concrete windparken. Daarvoor dient eerst afstemming met andere functies en onderzoek naar de invloed op natuurwaarden plaats te vinden. Bij de onderbouwing van de aanwijzing van de gebieden voor windenergie is vooral gekeken naar de mogelijke conflicten met andere functies. In de aangewezen gebieden lijken deze zich het minst voor te doen. Voor het gebied Borssele is de afstand tot de kust zodanig dat de kosten voor windenergie niet te hoog oplopen. De gebieden Hollandse Kust en Ten Noorden van de Waddeneilanden zijn op 26 september 2014 definitief aangewezen in de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, dit is een partiële herziening van het NWP1 (zie ook paragraaf 2.3.)

Ten behoeve van het Energieakkoord diende een nadere invulling en planning gegeven te worden voor de uitgifte van windenergie. Hierdoor lag de vraag voor in welk gebied als eerste kavels uitgegeven gaan worden. De keuze voor Borssele is gemaakt op basis van een zo ‘conflictvrij’ mogelijk gebied voor zover dat de belangen voor scheepvaart, het mariene ecosysteem, olie- en gaswinning, defensie en luchtvaart betreft. In het gebied Borssele spelen minder belangen dan bijvoorbeeld in windenergiegebied Hollandse Kust. Ook lijkt bij Borssele de netaansluiting op land, een onderdeel van de uitrol dat veel tijd vraagt, het snelste te realiseren.

In de brief met de routekaart windenergie op zee van de ministers van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu aan de Tweede Kamer van 26 september 2014, wordt een nadere toelichting gegeven op de keuze en volgorde van gebieden (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk). Het concept van TenneT met standaard platforms van 700 MW is als uitgangspunt genomen bij het opstellen van de routekaart. Er is gezocht naar gebieden waar 700 MW aan windparken of een veelvoud daarvan kan worden geplaatst. Daartoe is per aangewezen gebied geschat hoeveel MW gerealiseerd kan worden, rekening houdend met andere belangen zoals mijnbouw, visserij, ecologie en scheepvaart. Op basis van berekeningen door ECN (bijlage bij Kamerstukken II, 2014/15, 33 561, nr. 12) is vastgesteld in welke gebieden windparken tegen de laagste subsidie kunnen worden gerealiseerd. Dat zijn over het algemeen gebieden die het dichtst bij de kust liggen, aangezien de kosten per kilowattuur voor windparken dichtbij de kust lager zijn dan voor windparken die verder van de kust liggen.

Door eventueel een smalle strook tussen de 10- en 12 NM te laten aansluiten bij de Hollandse Kust gebieden buiten de 12-mijlszone, kan er voor de kust van Zuid-Holland 1.400 MW gerealiseerd worden en voor de kust van Noord-Holland 700 MW. Dit is toegesneden op de standaardplatforms van TenneT van 700 MW.

Voor de volgorde van het realiseren van de drie gebieden (Borssele, Hollandse Kust Zuid en Hollandse Kust Noord) is het tempo zoals afgesproken in het Energieakkoord, de bepalende factor. Volgens het Energieakkoord moet in 2015 worden begonnen met de uitrol. Dat kan logischerwijs alleen in een gebied dat al is aangewezen in het NWP. Het gebied Borssele is in 2009 al aangewezen in het NWP1 (2009-2015). Het gebied Hollandse Kust buiten de 12-mijlszone is met de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee in 2014 aangewezen. Binnen de 12-mijlszone moeten de gebieden nog aangewezen worden. Naar verwachting zal deze aanwijzing, na nader onderzoek naar de geschiktheid van deze gebieden, in de herziening van het NWP2 (2015-2021) plaatsvinden (omstreeks 2016). Daarom zal gestart worden met de ontwikkeling van het gebied Borssele, gevolgd door Hollandse Kust Zuid-Holland en Hollandse Kust Noord-Holland.

3.3 Beoordelingskader windenergiegebieden

3.3.1 Beoordelingskader

Voor de beoordeling van de windenergiegebieden wordt gebruik gemaakt van de milieuinformatie uit het (planMER voor het) NWP1 (Borssele en IJmuiden Ver) en de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee (Hollandse Kust Zuid, Hollandse Kust Noord en Ten Noorden van de Waddeneilanden). Deze informatie is aangevuld met een deskundigenoordeel voor die aspecten die niet of minder uitvoerig zijn beschouwd in de genoemde stukken. Waar aanvullend andere bronnen zijn gebruikt, is dit aangegeven.

In de onderstaande tabel staat het beoordelingskader. Ook de kosten van windenergie in een gebied zijn verkend. Kosten zijn weliswaar geen milieuaspect, maar het kostenaspect is wel van belang bij de aanwijzing en volgorde van uitrol van windenergiegebieden.

Tabel 3.1 Beoordelingskader

Thema	Aspect	Beoordelingscriteria
Ecologie	Vogels (zeevogels, broedvogels, trekvogels)	- Optreden van mogelijk significant negatieve effecten - Risico van windturbines voor vogels (‘Vogelrisico-/gevoeligheidskaart’)
	Zeezoogdieren (bruinvis, zeehond)	- Optreden van mogelijk significant negatieve effecten - Dichtheden van bruinvissen en zeehonden
Landschap	Zichtbaarheid	- Zichtbaarheid vanaf de kust
Andere functies	Scheepvaartveiligheid	- Scheepvaartintensiteit: routegebonden en niet-routegebonden (recreatie/visserij) scheepvaart

Thema	Aspect	Beoordelingscriteria
	Olie- en gas	- Aanwezigheid olie- en gasplatforms, bemand en onbemand - Aanwezigheid concessiegebieden olie- en gaswinning
	Visserij	- Visserijintensiteit
Kosten		- Relatieve kosten per kWh per gebied

Recreatie is beschouwd onder de criteria 'zichtbaarheid' en 'niet-routegebonden scheepvaart' (waaronder recreatievaart) en is daarom niet als apart beoordelingscriterium opgenomen.

3.3.2 Niet onderscheidende thema's

De windenergiegebieden zijn zo gekozen, dat al rekening is gehouden met een aantal effecten van windparken op andere gebruikers van de Noordzee, bijvoorbeeld Natura 2000-gebieden en scheepvaartroutes. Hieronder is voor een aantal aspecten vooraf aangegeven waarom deze niet onderscheidend zijn voor de beoordeling van de verschillende windenergiegebieden en daarom niet in de beoordeling zijn betrokken.

Bodemleven, vissen, vislarven en vleermuizen

Voor ecologie wordt het effect op vogels en zeezoogdieren beoordeeld. Effecten op bodemleven, vissen en vislarven worden niet per windenergiegebied beoordeeld, aangezien de effecten naar verwachting beperkt en veelal lokaal (bodemleven) zijn en de windenergiegebieden niet wezenlijk anders zijn op dit aspect.

De effecten op vleermuizen worden ook niet beschouwd omdat geen informatie voorhanden is die onderscheidend is voor de verschillende gebieden.

Cultuurhistorie

Er zijn verspreid over de Noordzee veel locaties met scheepswrakken en prehistorische resten. Tijdens de bouw van een windpark kan hier voldoende rekening mee worden gehouden door zo nodig enige afstand aan te houden. Bij de ontwikkeling van windparken wordt ter plaatse van de fundering en kabels nader onderzoek uitgevoerd. Het is voorgeschreven dat mogelijke archeologische objecten vermeden dienen te worden. Dat betekent geen of verwaarloosbare effecten en dit geldt voor alle windenergiegebieden.

Scheepvaartroutes

Bij de aanwijzing van gebieden voor windenergie is reeds rekening gehouden met scheepvaartroutes en daarmee is het geen onderscheidend criterium tussen de locaties. Bij windenergiegebieden Borssele en IJmuiden Ver is uitgegaan van een afstand van 2 NM (Beleidsnota Noordzee 2009-2015).

In het 'Afwegingskader voor veilige afstanden tussen scheepvaartroutes en windparken op zee' (zie bijlage 6 van de Rijksstructuurvisie Windenergie op zee) is uitgegaan van de volgende benodigde afstanden:

- bij schepen van 400m lengte: 1,87 NM aan stuurboord en 1,57 NM aan bakboord;
- bij schepen van 300m lengte: 1,54 NM aan stuurboord en 1,24 NM aan bakboord.

Bij de aanwijzing van de gebieden Hollandse Kust en Ten Noorden van de Waddeneilanden is uitgegaan van deze afstanden.

Defensiegebieden

Defensiegebieden zijn niet als beoordelingscriterium meegenomen omdat alle windenergiegebieden daarbuiten liggen. Alleen IJmuiden Ver overlapt voor een klein gedeelte met EHD 41B[12].

[12] De positionering van dit defensiegebied wordt aangepast zodat het niet langer met het windenergiegebied overlapt.

Bodem en water

Voor alle gebieden geldt dat de invloed van windturbines op de natuurlijke bodemprocessen en waterkwaliteit gering tot verwaarloosbaar wordt geacht en niet onderscheidend is per gebied. De windturbines hebben geen meetbare invloed op de getijdebewegingen en de golfbewegingen. Ook zal de invloed op de zeebodem (graven van kabelgeulen, erosie en sedimentatie rond funderingen) lokaal en klein zijn ten opzichte van de normale bodemprocessen als gevolg van getijdebewegingen en stormen. Bodem en water vormen dan ook geen onderscheidend beoordelingscriterium.

Schelp- en zandwinning

Schelp- en zandwinning vindt plaats binnen de 12-mijlszone. De windenergiegebieden liggen daarbuiten en hebben dus alleen met hun kabels een (beperkt) effect op de mogelijkheden voor de winning. De windenergiegebieden zijn hierdoor niet onderscheidend.

Omdat de beoordeling op hoofdlijnen is uitgevoerd, is er gescoord met behulp van een viertal kleuren in plaats van gedetailleerdere scores in de vorm van plussen en minnen. De kleuren hebben de volgende betekenis:

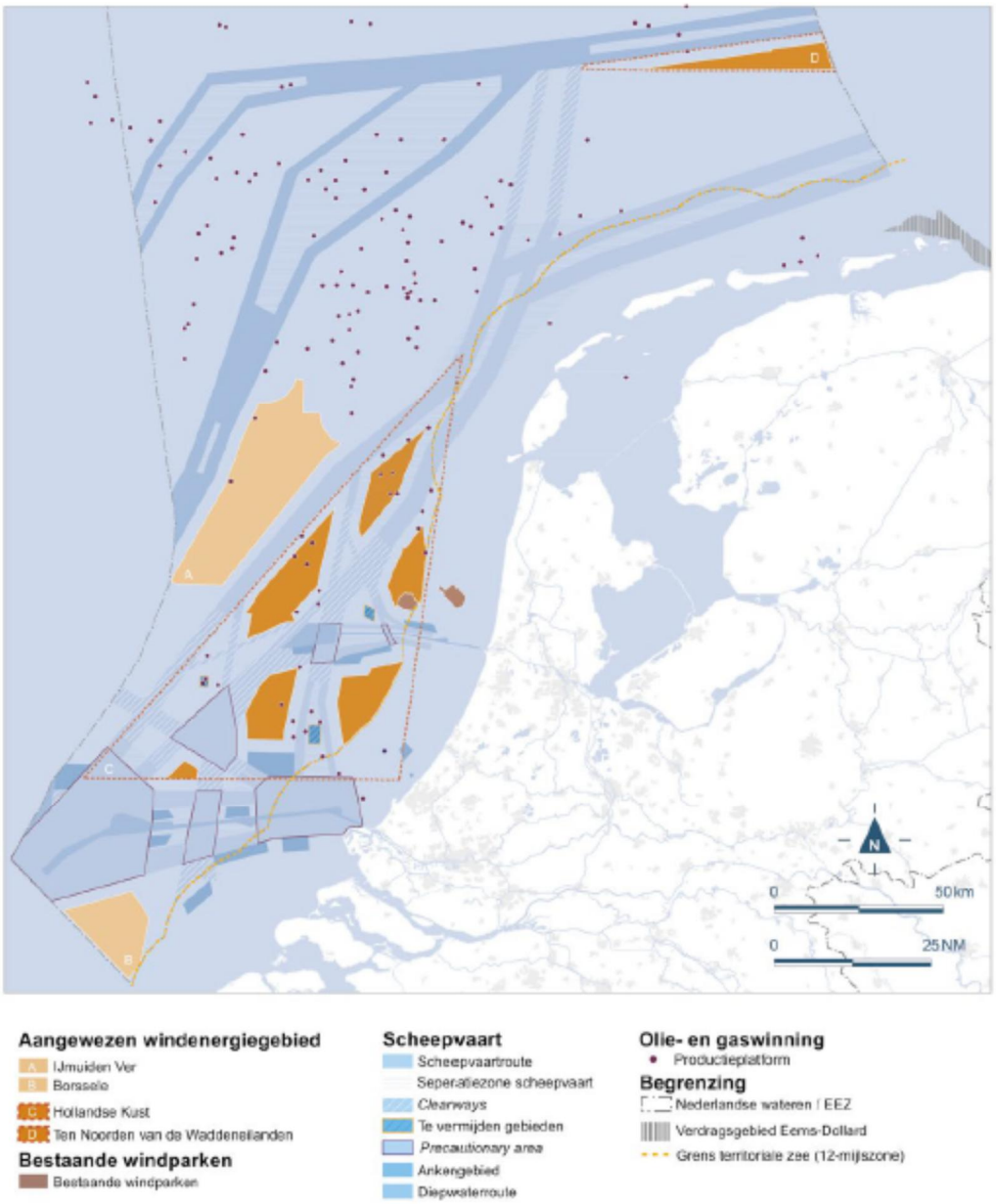
Kleur	Uitleg
Rood	negatieve effecten verwacht, grote belemmering/veel mitigerende maatregelen nodig; relatief hoge kosten
Oranje	beperkt negatieve effecten verwacht, mogelijke belemmering/weinig mitigerende maatregelen nodig; relatief matige kosten
Geel	beperkt negatieve effecten verwacht, geen belemmering/geen mitigerende maatregelen nodig; relatief beperkte kosten
Groen	weinig tot geen negatieve effecten verwacht; relatief lage kosten

3.3.3 Te beoordelen gebieden

De volgende vier windenergiegebieden zijn achtereenvolgens beoordeeld (zie figuur 3.1):

- Borssele;
- Hollandse Kust;
- IJmuiden Ver;
- Ten Noorden van de Waddeneilanden.

De gebieden IJmuiden Ver en Ten Noorden van de Waddeneilanden komen pas na 2020 voor realisatie in aanmerking. De gebieden aansluitend op Hollandse Kust die binnen de 12-mijlszone liggen, zijn nog niet aangewezen en vallen daardoor buiten de beoordeling.



Figuur 3.1 Te beoordelen gebieden voor windenergie (uit: Rijksstructuurvisie Windenergie op zee, 2014)

Borssele

Windenergiegebied Borssele is een gebied van circa 344 km^2, net buiten de 12-mijlszone voor de kust van Zeeland. Aansluiting op het landelijke hoogspanningsnetwerk van de elektriciteitskabel voor de windenergie vindt plaats bij transformatorstation Borssele in Zeeland. In het gebied komt geen olie- en gaswinning voor, wel liggen er relatief veel kabels en leidingen in het gebied. Het gebied grenst aan de Belgische grens (ten zuiden), waar diverse windparken operationeel zijn of in voorbereiding. Verder liggen in de nabijheid scheepvaartroutes en grenst het gebied aan een beloodsingsgebied.

Hollandse Kust

Dit is een gebied van circa 1.195 km^2 bestaande uit zes deelgebieden (van noord naar zuid respectievelijk 174, 189, 349, 236, 217 en 30 km^2) gelegen op minimaal 12 NM (22,2 kilometer) van de kust. Binnen het gebied liggen de windparken Luchterduinen en Prinses Amalia. Aansluiting van nieuwe windparken kan plaatsvinden op diverse punten in het hoogspanningsnet, zoals in Beverwijk, Vijfhuizen en Wateringen. In het gebied komt relatief veel olie- en gaswinning voor en er is ook veel scheepvaartverkeer. Het windenergiegebied is begrensd door scheepvaartroutes. De oostelijke grens wordt gevormd door de 12 NM-lijn.

IJmuiden Ver
Dit is een gebied van circa 1.170 km^2. Aansluiting op het hoogspanningsnet kan plaatsvinden op diverse punten, bijvoorbeeld Beverwijk en Vijfhuizen. Het gebied ligt op minimaal 50 kilometer afstand van de kust en is relatief diep. In het gebied komt relatief weinig scheepvaartverkeer voor. Het windenergiegebied is begrensd door scheepvaartroutes.

Ten Noorden van de Waddeneilanden
Dit is een gebied van circa 200 km^2, gelegen op meer dan 55 kilometer vanaf de Waddeneilanden. Binnen het aangewezen gebied ligt het in aanbouw zijnde windpark Gemini. Aanlanding van de elektriciteitskabel bij Eemshaven ligt voor de hand. Er is beperkt scheepvaartverkeer in het gebied. De gemiddelde windsnelheid in het gebied is relatief hoog. Oostelijk is het gebied begrensd door de grens met Duitsland. De noordelijke begrenzing van het gebied wordt gevormd door een scheepvaartroute. De zuidelijke begrenzing van het gebied wordt gevormd door een defensieoefengebied.

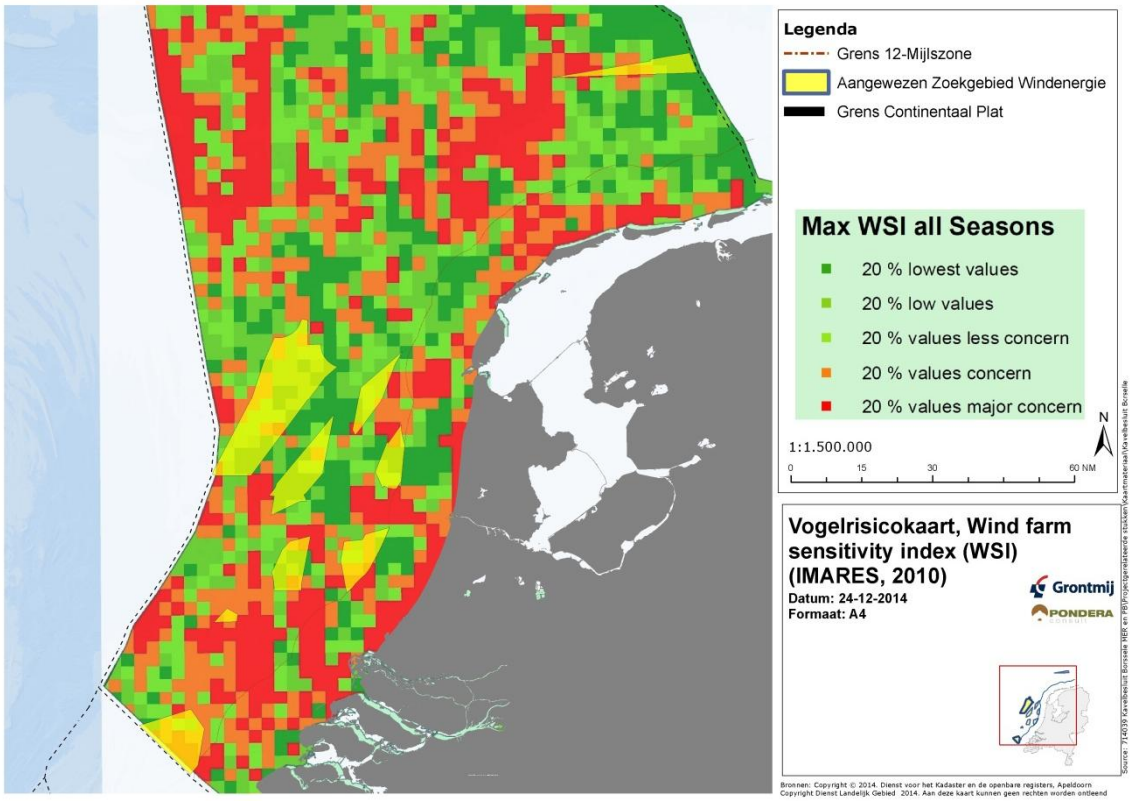
In de volgende paragrafen zijn de gebieden achtereenvolgens beoordeeld op:
- Ecologie: vogels en zeezoogdieren;
- Landschap: zichtbaarheid;
- Andere functies: scheepvaartveiligheid, olie- en gas en visserij;
- Kosten.

3.4 Ecologie

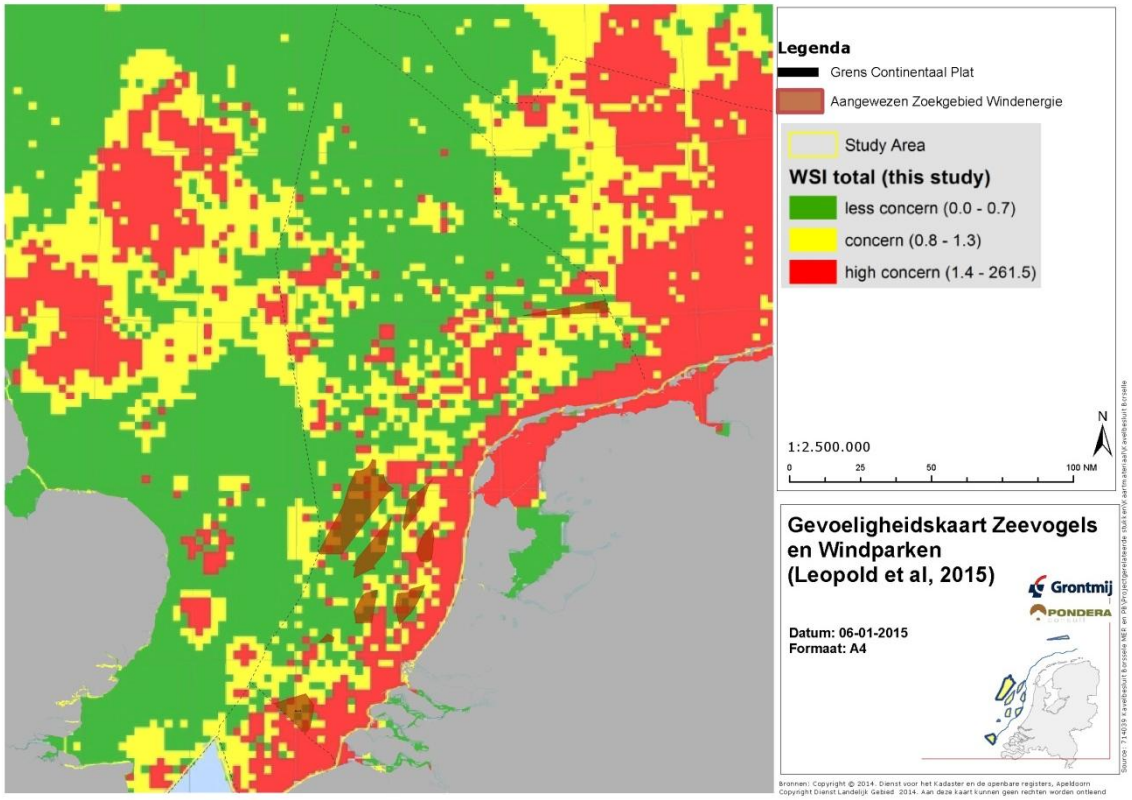
3.4.1 Vogels

Algemeen
Voor de beoordeling van de effecten op vogels is gebruik gemaakt van de informatie uit het (planMER voor het) NWP1 (gebieden Borssele en IJmuiden Ver) en de Rijksstructuurvisie Windenergie op zee (gebieden Hollandse Kust en Ten Noorden van de Waddeneilanden) en de 'vogelgevoeligheids- of vogelrisicokaart'[13] van IMARES (2010, 2015). Figuren 3.2 en 3.3 geven de ligging van de windenergiegebieden op deze vogelrisicokaarten weer.

[13] De vogelrisicokaart geeft de gevoeligheid van zeevogels ten aanzien van offshore windparken weer, door middel van een Wind farm Sensitivity Index (WSI). De WSI neemt negen factoren in beschouwing, op basis waarvan de kwetsbaarheid van een vogelsoort ten aanzien van offshore windparken wordt bepaald: 1) manoeuvreerbaarheid, vlieghoogte, percentage van de tijd waarin de soort vliegt, nachtelijke vliegactiviteit, gevoeligheid in verstoring door scheepvaart-/ helikopteractiviteit, flexibiliteit in habitat, omvang van de populatie, overlevingskans volwassen exemplaren, en de Europees juridische status van de soort. Op basis hiervan wordt een score per soort toegekend en geaggregeerd en weergegeven in de risicokaart.



Figuur 3.2 Vogelrisicokaart, Maximaal WSI over de seizoenen (IMARES, 2010)[14]



Figuur 3.3 Gevoeligheidskaart Zeevogels en Windparken, Maximaal WSI over de seizoenen (IMARES, 2015)[15]

[14] Bewerking Pondera Consult: aanduiding aangewezen windenergie zoekgebieden

[15] Bewerking Pondera Consult: aanduiding aangewezen windenergie zoekgebieden

Zeevogels
Uit de figuren 3.2 en 3.3 blijkt dat de gebieden dichtbij de kust en ten noorden van de Waddeneilanden een hogere score hebben in de gevoeligheidsindex. Beide kaartbeelden geven ook een hogere gevoeligheid bij het Friese Front en de Klaver Bank. Enkele delen van windenergiegebied Hollandse Kust zijn relatief dichtbij de kust gelegen en liggen daardoor in een gebied van 'grote zorg'. Dit geldt ook voor delen van het gebied Borssele. Het gebied Ten Noorden van de Waddeneilanden wordt omringd door zeer gevoelige gebieden en is zelf gelegen in een gebied van zorg. IJmuiden Ver ligt relatief gunstiger.

Kolonievogels (broedvogels)
De afstand tot de Natura 2000-gebieden geeft een eerste indicatie tot mogelijke negatieve invloed op beschermde kolonievogels. Hieronder worden relevante kolonies voor de gebieden behandeld.

Hollandse Kust
Specifiek voor het gebied Hollandse Kust geldt dat significant negatieve effecten op kolonies kleine mantelmeeuwen (met name de kolonie op Texel) naar verwachting zijn te voorkomen, als hiermee rekening gehouden wordt bij de invulling van de parken. Bijvoorbeeld door niet veel relatief kleine turbines te plaatsen maar een minder aantal grotere turbines. Het windenergiegebied scoort daarmee rood.

IJmuiden Ver
Invloed op de kleine mantelmeeuwen in kolonies, bijvoorbeeld op Texel, zullen naar verwachting beperkt zijn gezien de grote afstand. In de vogelrisicokaart is voor dit gebied een lager risico aangegeven. Het windenergiegebied scoort daarmee oranje.

Ten Noorden van de Waddeneilanden
Voor het gebied Ten Noorden van Waddeneilanden geldt dat zonder mitigerende maatregelen significante negatieve effecten in cumulatie niet op voorhand zijn uit te sluiten voor kolonies kleine mantelmeeuwen op de Waddeneilanden. Deze mogelijk significant negatieve effecten zijn naar verwachting te voorkomen als hiermee rekening gehouden wordt bij de invulling van het gebied. Bijvoorbeeld door niet veel relatief kleine turbines te plaatsen maar een minder aantal grotere turbines. Het windenergiegebied scoort daarmee rood.

Borssele
Enkele Natura 2000-gebieden liggen in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. Het gaat daarbij om Veerse Meer, Zeebrugge en een enkel gebied in de UK. Significant negatieve effecten zijn naar verwachting te voorkomen, als hiermee rekening gehouden wordt bij de invulling van de parken. Bijvoorbeeld door niet veel relatief kleine turbines te plaatsen maar een minder aantal grotere turbines. Het windenergiegebied scoort daarmee rood.

Trekvogels
In het algemeen kan voor alle gebieden worden opgemerkt dat de verschillende grote gebieden voor windenergie in de zone van het Verenigd Koninkrijk en in de Duitse Bocht, de kans op aanvaringen voor trekvogels vergroten. Deze vernauwing van de zone (trechter vorm) resulteert in hogere gevoeligheid in relatie tot windparken in deze zone. Er is verstoring mogelijk van migratiepatronen van trekvogels. Vooral in cumulatie met andere parken zijn belangrijke negatieve effecten op trekvogels niet met zekerheid op voorhand uit te sluiten. Inzetten van mitigerende maatregelen kan deze effecten mogelijk voorkomen. Hierbij kan gedacht worden aan het aanpassen van de vergunningvoorschriften (of toegestane te benutten bandbreedte aan invullingsmogelijkheden van kavels) voor opeenvolgende parken op basis van uitkomsten van onderzoek aan al gerealiseerde parken ('hand-aan-de-kraan' bij de vergunningverlening). De vergunningvoorschriften en bandbreedtebeperkingen kunnen grenzen stellen aan bijvoorbeeld het aantal en omvang van de windturbines en daarmee de effecten binnen acceptabele grenzen houden.

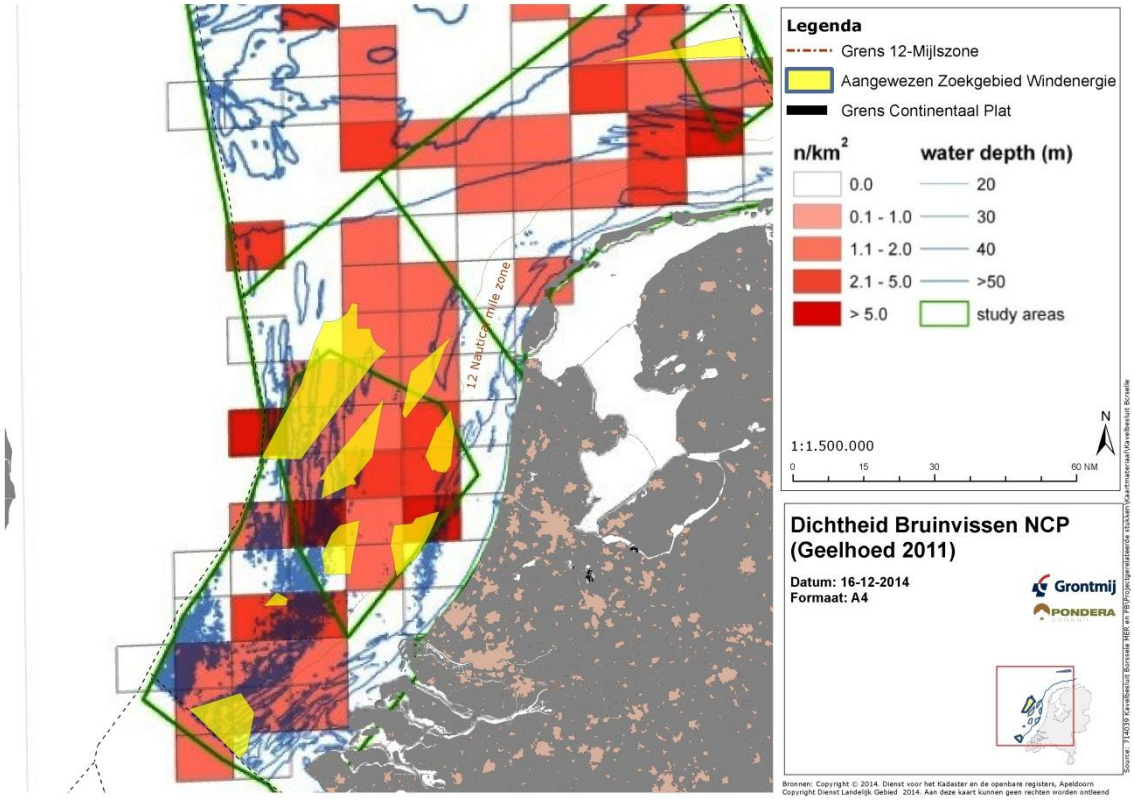
Per gebied zijn enige verschillen te benoemen.

Borssele
Gebied Borssele ligt in bovengenoemde trechter. Vooral in cumulatie met andere parken zijn significant negatieve effecten op trekvogels en visetende vogels niet met zekerheid op voorhand uit te sluiten. Inzetten van mitigerende maatregelen kunnen deze effecten mogelijk voorkomen. Het windenergiegebied scoort daarmee rood.

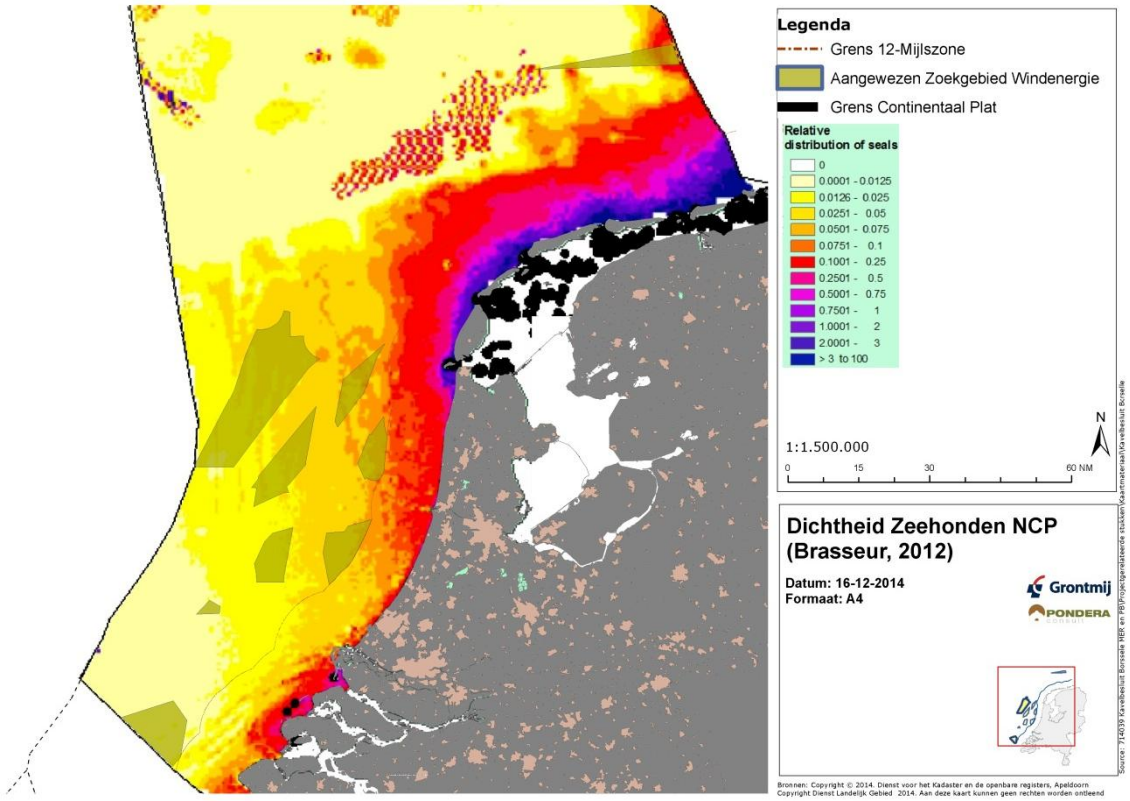
IJmuiden Ver, Ten Noorden van de Wadden, Hollandse Kust
In deze gebieden zijn geen verdichte trekstromen aanwezig vanwege de grote afstand van de kust (IJmuiden Ver, Ten Noorden van de Wadden) en/of omdat de gebieden niet in een trechter liggen (Hollandse Kust). Deze gebieden scoren daarom oranje.

Samenvattend
De scores voor de gebieden zijn samengevat voor zeevogels, kolonievogels en trekvogels als volgt: Hollandse kust: rood; Ten Noorden van de Waddeneilanden: rood; IJmuiden Ver: oranje; Borssele: rood.

3.4.2 Zeezoogdieren
Voor de beoordeling van zeezoogdieren is gebruik gemaakt van de informatie uit het (planMER voor het) NWP1 (Borssele en IJmuiden Ver) en de Rijksstructuurvisie Windenergie op zee (Hollandse Kust Zuid, Hollandse Kust Noord en Ten Noorden van de Waddeneilanden). Ook is gekeken naar de mate van voorkomen van zeezoogdieren. Hiertoe geven figuur 3.4 en 3.5 de verspreiding van respectievelijk bruinvissen en zeehonden weer met de ligging van de windenergiegebieden. Daarnaast is gekeken naar de afstand tot Nederlandse Natura 2000-gebieden waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen voor zeezoogdieren. De afstand is tevens een indicator voor het mogelijk kunnen optreden van negatieve effecten.



Figuur 3.4 Dichtheid bruinvissen in oktober / november (Geelhoed, 2013)



Figuur 3.5 Dichtheid zeehonden (Brasseur, 2012)

Algemeen (alle gebieden)

De meest gangbare manier voor fundering van windturbines is het heien van monopiles. Op basis van expert judgement en eerdere Passende Beoordelingen voor windparken op zee kan gesteld worden dat er zonder mitigerende maatregelen significant negatieve effecten te verwachten zijn op zeezoogdieren, als gevolg van langdurig en veelvuldig heien in een windenergiegebied. Dit betreft vooral de bruinvis (*Phocoena phocoena*) en mogelijk ook de gewone (*Phoca vitulina*) en grijze zeehond (*Halichoerus grypus*).

Om de effecten van de aanleg van funderingen, ook in cumulatie, terug te brengen kunnen geluidsarmere funderingstechnieken zoals *gravity-based foundations* toegepast worden of kan een combinatie van mitigerende maatregelen worden genomen om heigeluid te beperken. Daarbij kan gedacht worden aan beperkingen in de tijd (alleen heien in bepaalde periodes waarin dichtheden minder zijn), beperkingen in de ruimte (beperken van de effectcirkels via het uitgiftebeleid), toepassen van geluidwerende technieken (bijvoorbeeld bellenschermen) en toepassen van afschrikmiddelen. Met het toepassen van een combinatie van deze maatregelen kunnen significante effecten op zeezoogdieren bij de aanleg van windparken naar verwachting voorkomen worden.

De verwachting is dat de aanwezigheid van windparken geen significant negatieve effecten heeft op zeezoogdieren (exploitatiefase).

Onderstaande tabel geeft de afstanden van de windenergiegebieden tot relevante Natura 2000-gebeiden weer. Voor de effecten van de aanleg van windparken speelt deze afstand en de dichtheden van zeezoogdieren in de gebieden een rol. Op deze twee aspecten wordt achtereenvolgens per gebied ingegaan en een score toegekend.

Afstand tot N2000 gebieden met instandhoudingsdoelstellingen Bruinvis en/of zeehond

Gebied	N2000 gebied	Afstand	Zeehond / bruinvis
Ten Noorden van de Wad-deneilanden	Waddenzee Noordzeekustzone	58 48	Zeehond (gewone en grijze) Zeehond (gewone en grijze)
Hollandse Kust	Noordzeekustzone	17 km	Zeehond (gewone en grijze)
IJmuiden Ver	Noordzeekustzone	44 km	Zeehond (gewone en grijze)
Borssele	Vlakte van de Raan Voordelta	9 km 10 km	Bruinvis Zeehond (gewone en grijze)

Ten Noorden van de Waddeneilanden

In de figuren 3.4 en 3.5 is te zien dat de dichtheid van bruinvissen gemiddeld tot laag is en van zeehonden verschillend is van laag tot aan de hoge kant in de westzijde van het gebied. Het windenergiegebied scoort daarmee oranje tot rood. Natura 2000 gebieden in Nederland liggen op relatief grote afstand, in Duitsland ligt het aangemelde gebied Borkum Riffgrund echter in de nabijheid. Samenvattend scoort dit gebied rood.

Hollandse Kust

In de figuren 3.4 en 3.5 is te zien dat de dichtheid van bruinvissen en zeehonden in (delen van) het gebied gemiddeld tot aan de hoge kant is. Het gebied scoort hiermee rood. Ook ligt het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone relatief in de nabijheid. Samenvattend scoort dit gebied rood.

IJmuiden Ver

Windenergiegebied IJmuiden Ver heeft wat lagere dichtheden zeezoogdieren dan bijvoorbeeld de gebieden voor de Hollandse Kust, waardoor naar verwachting de effecten wat minder negatief zijn. Zie hiervoor figuren 3.4 en 3.5, de dichtheid van bruinvissen en zeehonden in het gebied zijn grotendeels gemiddeld. Het gebied scoort hiermee oranje. IJmuiden Ver ligt relatief ver van Natura 2000-gebieden. Samenvattend scoort dit gebied oranje.

Borssele

Windenergiegebied Borssele heeft wat lagere dichtheden zeezoogdieren dan bijvoorbeeld de gebieden voor de Hollandse Kust, waardoor naar verwachting de effecten minder negatief zijn (score oranje). De figuren 3.4 en 3.5 laten zien dat de dichtheid van bruinvissen en zeehonden in (delen van) het gebied respectievelijk gemiddeld tot laag is. De afstand tot de Natura 2000-gebieden Vlakte van de Raan en de Voordelta zijn respectievelijk ca. 9 en 10 kilometer. Dit is een relatief nabije afstand tot Natura 2000-gebieden. Het gebied scoort hiermee rood.

3.5 Landschap: zichtbaarheid

Borssele

De maximale theoretische zichtgrens vanaf de kust van een windturbine met een tiphoogte van 250 meter is 61 km, van een windturbine van 100 meter is dat 30 km. Voor de Nederlandse kust geldt dat vanwege weersomstandigheden windturbines op 12 NM (circa 22 km) vanaf de kust overdag circa 19% van de tijd zichtbaar zijn gedurende het gehele jaar. Gedurende de zomer betreft dit circa 31% van de dagen (Rijksstructuurvisie Windenergie op zee). Windenergiegebied Borssele ligt op circa minimaal 24 km afstand en zal dus (deels) zichtbaar kunnen zijn vanaf de kust. Daardoor scoort de locatie op zichtbaarheid geel.

Hollandse Kust

Windenergiegebied Hollandse Kust ligt minimaal op circa 22 kilometer vanaf de kust en zal dus deels zichtbaar kunnen zijn vanaf de kust. Daardoor scoort de locatie op zichtbaarheid geel.

IJmuiden Ver

IJmuiden Ver ligt op meer dan 50 kilometer vanaf de kust en zal dus niet of nauwelijks zichtbaar zijn vanaf de kust (afhankelijk van de hoogte van de te plaatsen windturbines). De meteorologische omstandigheden zijn veelal dusdanig, dat de maximale theoretische zichtbaarheid beperkt wordt. Daardoor scoort de locatie op zichtbaarheid groen.

Ten Noorden van de Waddeneilanden

Ten Noorden van de Waddeneilanden ligt op meer dan 55 kilometer vanaf de kust van de Waddeneilanden en zal dus niet of nauwelijks zichtbaar zijn (afhankelijk van de hoogte van de te plaatsen windturbines). De meteorologische omstandigheden zijn veelal dusdanig, dat de maximale theoretische zichtbaarheid beperkt wordt. Daardoor scoort de locatie op zichtbaarheid groen.

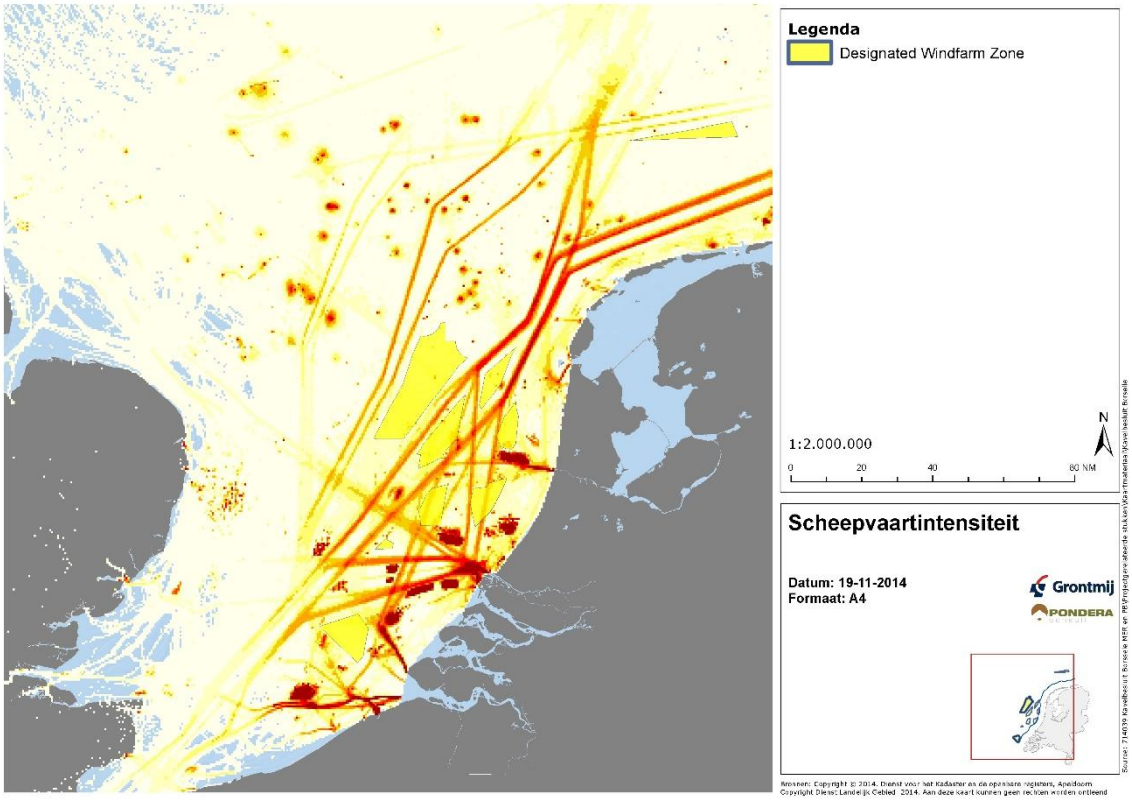
3.6 Andere functies

3.6.1 Scheepvaartveiligheid

Door de komst van windparken neemt de kans op aanvaringen toe. Het aantal aanvaringen tussen schepen onderling verandert niet of nauwelijks met de komst van windparken, wel neemt de kans op aanvaring en aandrijving met windturbines toe. Bij de aanwijzing van de gebieden is het ‘Afwegingskader voor veilige afstanden tussen scheepvaartroutes en windparken op zee’ toegepast of is 2 NM afstand aangehouden.

De windenergiegebieden Borssele, IJmuiden Ver en Ten Noorden van de Waddeneilanden liggen niet in een gebied met een verhoogd aantal scheepvaartbewegingen (zie figuur 3.6). Deze gebieden scoren groen.

Het windenergiegebied Hollandse Kust ligt wel in de nabijheid van gebieden met een verhoogd aantal scheepvaartbewegingen. Tevens is de intensiteit van de recreatievaart, die zich vooral dichter langs de kust bevindt, hier hoger dan in de andere gebieden. Windenergiegebied Hollandse Kust scoort hierdoor geel.

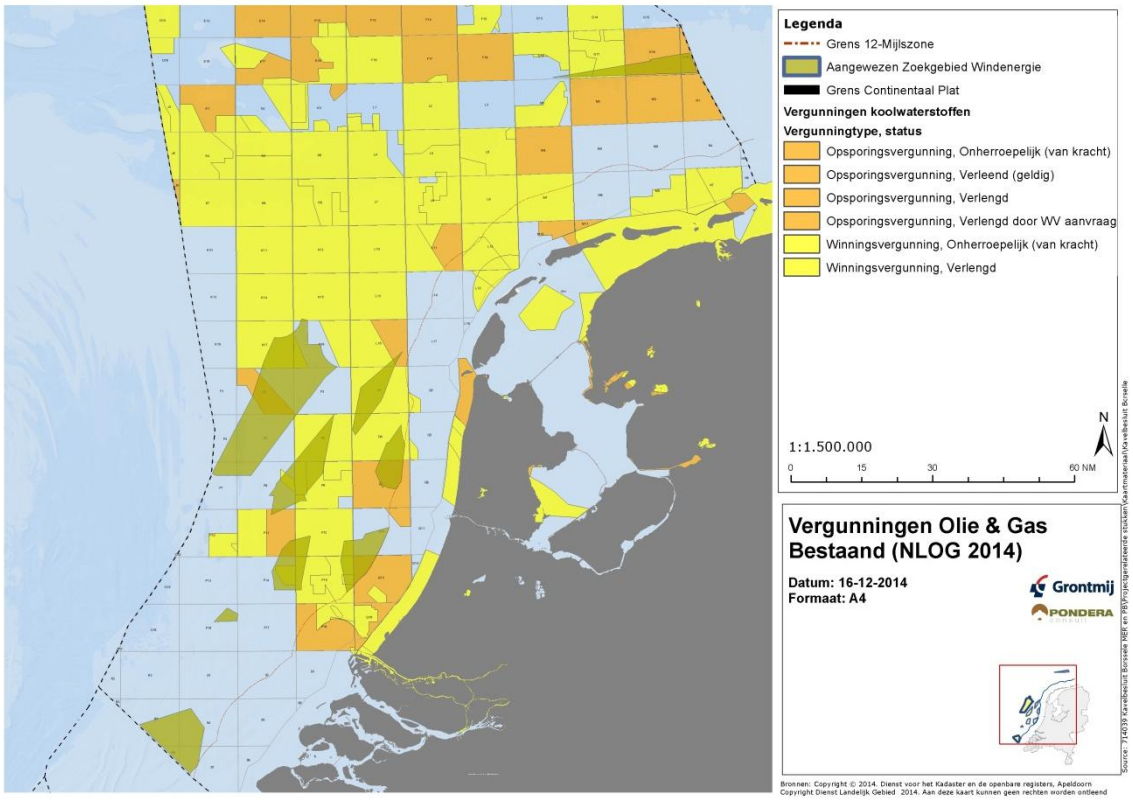


Figuur 3.6 Scheepvaartintensiteit (Rijkswaterstaat, 2014)

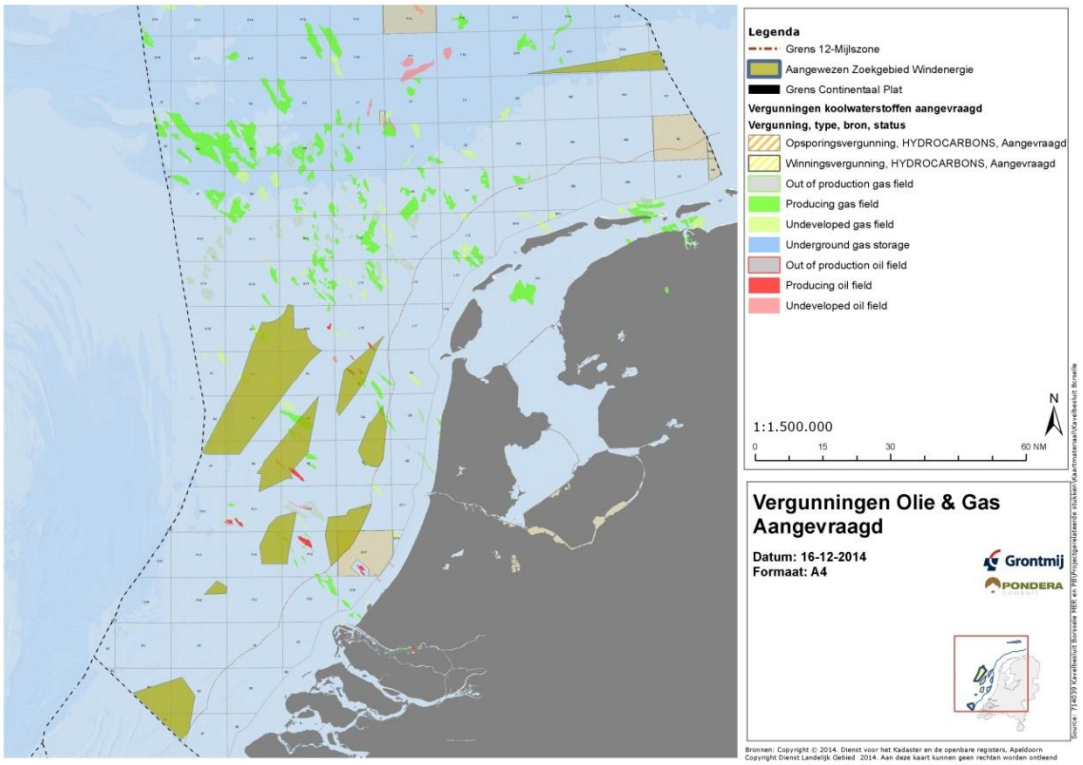
3.6.2 Olie- en gas

Voor de beoordeling van eventuele ruimtelijke knelpunten in relatie tot olie- en gaswinning en de helikopterbereikbaarheid van mijnbouwwerken, is gebruik gemaakt van de informatie uit het (planMER voor het) NWP1 (Borssele en IJmuiden Ver) en de Rijksstructuurvisie Windenergie op zee (Hollandse Kust Zuid, Hollandse Kust Noord en Ten Noorden van de Waddeneilanden).

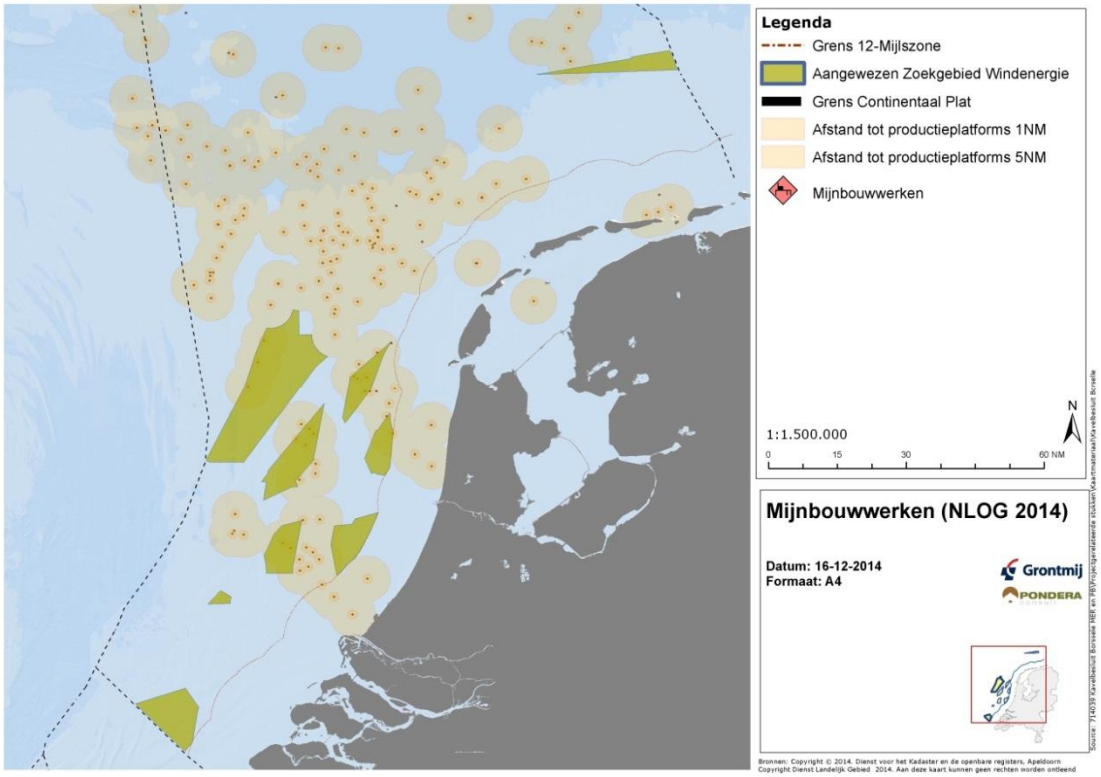
Er zijn negatieve ruimtelijke effecten op de helikopterbereikbaarheidszones rond de bestaande olie- en gasplatforms die zich her en der in de windenergiegebieden (of daar vlak buiten) bevinden. Hetzelfde geldt voor de veiligheidszones van de aanwezige helikopterroutes, afhankelijk van de hoogte van de turbines. De komst van windparken in de nabijheid kan negatieve invloed hebben op de ruimte voor olie- en gaswinning. Met de aanwezigheid van windturbines in de nabijheid is het aanboren van een gasveld veelal wel mogelijk. Bij de inrichting of exploitatie van het windpark en/of het gas-/olieveld moet wel rekening met elkaars aanwezigheid gehouden worden.



Figuur 3.7 Concessiegebieden NCP (NLOG, 2014)



Figuur 3.8 Aangevraagde vergunningen en olie- en gasvelden NCP (NLOG, 2014)



Figuur 3.9 Mijnbouwwerken op het NCP (NLOG, 2014) inclusief indicatieve afstanden helikopterveiligheid.

Borssele

In het gebied bevinden zich geen olie- en gasplatforms en geen productieplatforms. Ook zijn er geen winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven ter hoogte van en in de omgeving van

het windenergiegebied (zie figuren 3.7, 3.8 en 3.9). Het windenergiegebied Borssele heeft hierdoor geen effecten op de olie- en gaswinning en scoort groen.

Hollandse Kust
Er zijn winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven voor het gebied ter hoogte van het windenergiegebied Hollandse Kust. Ook zijn er meerdere productieplatforms aanwezig en is er een opsporingsvergunning aangevraagd die deels overlapt met het windenergiegebied. Bij de komst van windparken kunnen zich belemmeringen voor het helikopterverkeer en enige negatieve effecten op de olie- en gaswinningsmogelijkheden voordoen. Het scoort daardoor oranje.

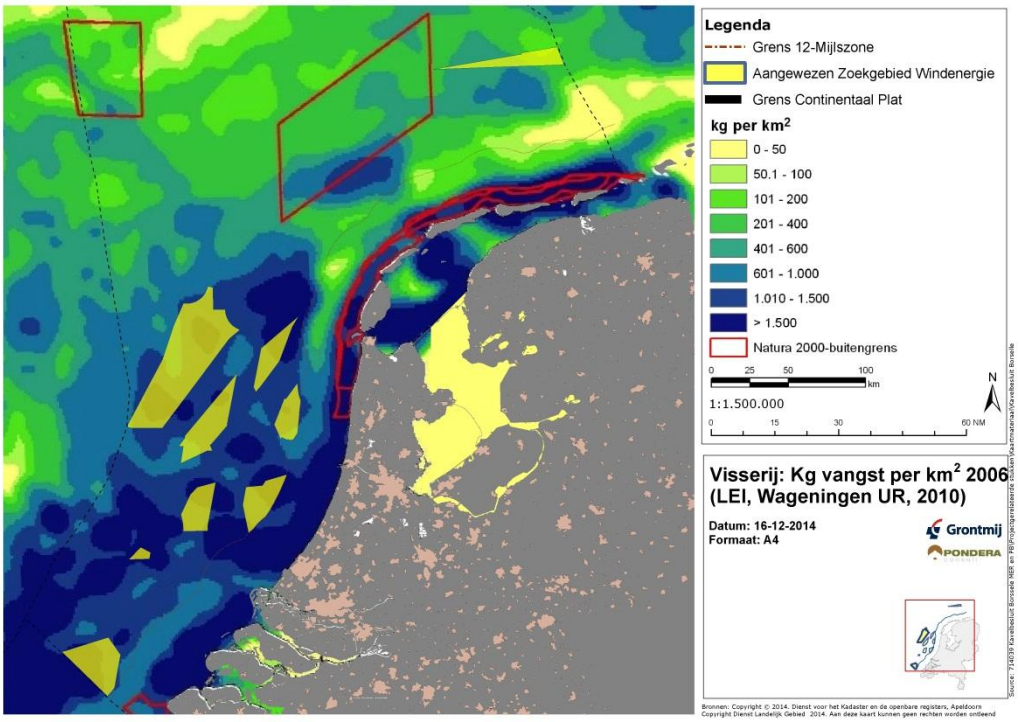
IJmuiden Ver
In het gebied bevinden zich enkele olie- en gasplatforms. De komst van windparken heeft een negatieve invloed op de ruimteclaims voor olie- en gaswinning. Zo zijn er winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven voor het gebied ter hoogte van een deel van het windenergiegebied. Mogelijk liggen er nu nog onbekende gasreserves in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Belemmeringen voor het heliverkeer doen zich naar verwachting minder voor dan bij de gebieden voor de Hollandse Kust. Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft mogelijk beperkt negatieve effecten voor de olie- en gaswinning en scoort daardoor geel.

Ten Noorden van de Waddeneilanden
In het gebied bevinden zich geen olie- en gasplatforms, deze zijn wel in de nabijheid aanwezig. De komst van windparken heeft invloed op de ruimteclaims voor olie- en gaswinning. Zo zijn er winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven voor het gebied ter hoogte van het windenergiegebied. Het windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden heeft mogelijk beperkt negatieve effecten voor de olie- en gaswinning en scoort daardoor geel.

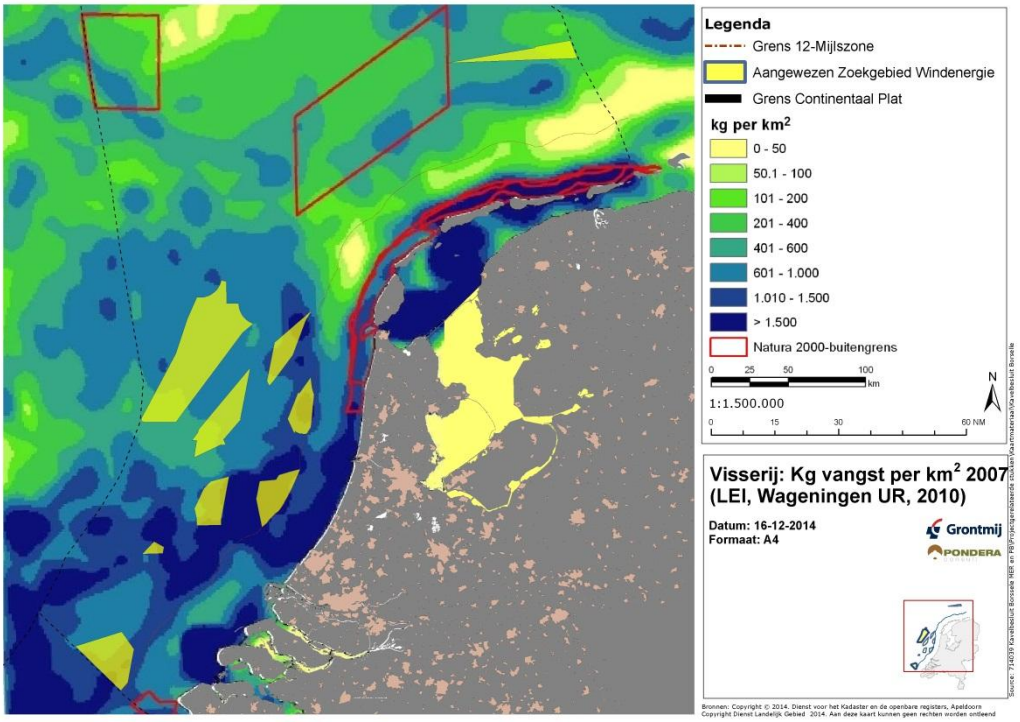
3.6.3 Visserij
Voor visserij die dichterbij de kust (binnen de 12 NM) plaatsvindt (zoals de boomkorvisserij met motorvermogens kleiner dan 300 PK en voor de bordenvisserij[16]) zijn er geen effecten te verwachten. Voor andere visserijmethoden (zoals de boomkorvisserij met motorvermogens groter dan 300 PK, pulskorvisserij, garnalenvisserij en flyshooters) kunnen effecten optreden door het verlies aan bevisbare gronden. Ook kunnen effecten optreden doordat omgevaren moet worden en door het verplaatsen van visserij naar andere gebieden wat leidt tot een hogere visserijintensiteit in die gebieden. Het verlies van bevisbare gronden is gedeeltelijk te compenseren door de windenergiegebieden open te stellen voor visserij. Dit zal evenwel voor een beperkt aantal visserijmethoden mogelijk zijn, namelijk visserijmethoden zonder bodemberoering. Medegebruik en doorvaart van windparken wordt nader onderzocht in een ander kader.

De figuren 3.10, 3.11 en 3.12 geven de visvangst in aantal kilogram per km^2 over een drietal jaren weer. Op basis van deze gegevens is ingeschat welke locaties van groter dan wel ondergeschikt belang zijn voor de visserij.

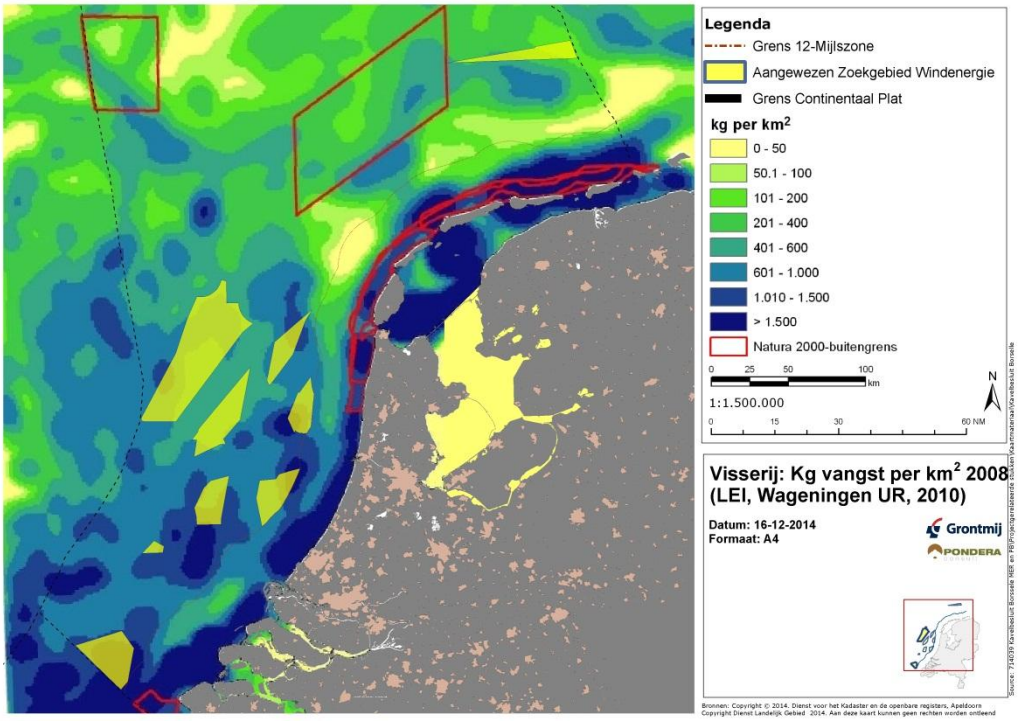
[16] Visserij met netten waarbij aan de zijkanten scheerborden zijn bevestigd. Bij verplaatsing door het water scheren de borden naar buiten waardoor het net in de breedte wordt opengetrokken.



Figuur 3.10 Visserij; kg vangst per km^2 in 2006 (LEI, 2010)



Figuur 3.11 Visserij; kg vangst per km^2 in 2007 (LEI, 2010)



Figuur 3.12 Visserij; kg vangst per km² in 2008 (LEI, 2010)

De visvangst in windenergiegebied Borssele is hoog geweest in de drie onderzoeksjaren. In iets mindere mate is dit ook het geval voor de vangst in het windenergiegebied Hollandse Kust. In het windenergiegebied IJmuiden Ver en met name het windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is de visvangst laag. De windenergiegebieden Borssele en Hollandse Kust scoren daarmee oranje. Het windenergiegebied IJmuiden Ver scoort geel en het windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden scoort groen.

3.7 Kosten

Op verzoek van het ministerie van Economische Zaken heeft ECN een inschatting gegeven van de kosten voor windenergie op zee voor een aantal gebieden in de Nederlandse Noordzee (ECN-N-14-029, 15 oktober 2014). De primaire verslaglegging van die berekeningen bevat vertrouwelijke data, een samenvatting is wel publiekelijk beschikbaar. Gerekend wordt met door het ministerie opgegeven windcapaciteiten (MW) per deelgebied. De deelgebieden zijn door ECN opgesplitst in denkbeeldige parken van 300 à 400 MW, waarbij de locaties van deze parken indicatief zijn. De locaties van de parken binnen de gebieden zijn zo gekozen dat de zogeffecten tussen de parken relatief gering zijn en de waterdiepte relatief laag. De parameters die het belangrijkste onderlinge verschil veroorzaken zijn de waterdiepte, de afstand tot een haven, de gemiddelde windsnelheid (op 90 meter hoogte) en de parkgrootte. Op basis van deze parameters is tot een relatieve kostenberekening gekomen. De relatieve productiekosten per kWh worden gepresenteerd met als referentie het gebied IJmuiden Ver. De kleurscores die vervolgens aan de gebieden zijn toebedeeld geven een indicatie welk gebied het best en het minst goed scoren op het aspect ‘kosten’.

Borssele

De productiekosten bedragen in deelgebied Borssele -0,8 ct/kWh (gemiddeld) ten opzichte van de referentie. De spreiding van de kosten (t.o.v. de referentie) ten gevolge van de waterdiepte en locatie is -1,8 ct/kWh tot 0,0 ct/kWh. De locatie scoort daarmee geel want de kosten zijn gemiddeld.

Hollandse Kust

De productiekosten zijn in deelgebied Hollandse Kust -1,4 ct/kWh (gemiddeld) ten opzichte van de referentie. De spreiding van de kosten (t.o.v. de referentie) ten gevolge van de waterdiepte

en locatie is -2,2 ct/kWh tot -0,5 ct/kWh. De locatie scoort daarmee groen want de kosten zijn relatief het laagste per kWh.

IJmuiden Ver

IJmuiden Ver vormt de referentie en de (relatieve) productiekosten bedragen dan ook 0 ct/kWh. De locatie scoort oranje want het gebied heeft relatief de hoogste kosten per kWh.

Ten Noorden van de Waddeneilanden

De productiekosten zijn in deelgebied Ten Noorden van de Waddeneilanden -0,3 ct/kWh (gemiddeld) ten opzichte van de referentie. De spreiding van de kosten (t.o.v. de referentie) ten gevolge van de waterdiepte en locatie is -0,6 ct/kWh tot 0,0 ct/kWh. De locatie scoort daarmee geel want de kosten zijn relatief gemiddeld.

3.8 Conclusie

In de volgende tabel is de beoordeling van de windenergiegebieden samengevat.

Tabel 3.2 Samenvattende beoordeling windenergiegebieden

Thema	Aspect	Borssele	Hollandse Kust	IJmuiden Ver	Ten Noorden van de Waddeneilanden
Ecologie	Vogels				
	Zeezoogdieren				
Landschap	Zichtbaarheid				
Andere functies	Scheepvaartveiligheid				
	Olie- en gas				
	Visserij				
Kosten					

Kleur	Uitleg
Rood	negatieve effecten verwacht, grote belemmering/veel mitigerende maatregelen nodig; relatief hoge kosten
Oranje	beperkt negatieve effecten verwacht, mogelijke belemmering/weinig mitigerende maatregelen nodig; relatief matige kosten
Geel	beperkt negatieve effecten verwacht, geen belemmering/geen mitigerende maatregelen nodig; relatief beperkte kosten
Groen	weinig tot geen negatieve effecten verwacht; relatief lage kosten

Uit de beoordeling van de windenergiegebieden komen de volgende factoren naar voren waar rekening mee gehouden moet worden:

- Ecologie
  - Voor vogels zijn significant negatieve effecten, al dan niet in cumulatie, niet zonder meer uit te sluiten. Er is nader onderzoek benodigd bij de specifieke inrichting van de gebieden, waarbij rekening gehouden kan worden met de ligging van trekroutes, de aanwezigheid van populaties broedvogels en de ligging van foerageergebieden.
  - Voor zeezoogdieren (bruinvissen en zeehonden) zijn significant negatieve effecten niet uit te sluiten. Om de effecten, ook in cumulatie, terug te brengen dienen mogelijk ge-

luidsarmere funderingstechnieken toegepast te worden of een combinatie van mitigerende maatregelen te worden genomen om heigeluid te beperken.

- Landschap
  - De windparken in de gebieden Borssele en Hollandse Kust kunnen bij goed weer deels zichtbaar zijn vanaf de kust.

- Andere functies
  - Voor het windenergiegebied Hollandse Kust geldt dat deze te midden van gebieden met een verhoogde scheepvaartactiviteit ligt. De veiligheid voor de scheepvaart bij de inrichting van deze gebieden is een aandachtspunt.
  - Voor met name het windenergiegebied Hollandse Kust en in iets mindere mate IJmuiden Ver en Ten Noorden van de Waddeneilanden geldt dat de aanwezige activiteiten voor de olie- en gaswinning (exploratie, winning of gebruik van platforms) een aandachtpunt zijn voor de ontwikkeling van de windenergiegebieden.
  - Voor alle windenergiegebieden geldt dat bij de ontwikkeling van de gebieden het bevisbaar oppervlak afneemt en ook dat vissersboten mogelijk dienen om te varen.

- Kosten
  - Het gebied Hollandse Kust heeft naar verwachting de laagste kosten per kWh, gevolgd door Borssele, Ten Noorden van de Waddeneilanden en tot slot IJmuiden Ver. Windenergie is in Hollandse Kust gemiddeld 1,8 ct./kWh goedkoper dan in IJmuiden Ver.

Gebieden binnen de 12-mijlszone
Op 26 september 2014 is door de ministers van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu een brief aan de Tweede Kamer gestuurd waarin de routekaart is gepresenteerd voor het tijdig realiseren van de doelstelling voor windenergie op zee, zoals afgesproken in het Energieakkoord (Kamerstukken II, 2013/14, 33 561, nr. 11). De routekaart beoogt het windenergiegebied Hollandse Kust uit te breiden tot de 10 NM lijn (circa 18,5 kilometer van de kust). Indien deze gebieden aangewezen worden (in de herziening van het NWP2 2015-2021) betekent dit de volgende wijziging in de beoordeling voor het windenergiegebied Hollandse Kust:

- Een deel van de turbines zal beter zichtbaar zijn en daardoor minder goed scoren op het aspect landschap.
- De kosten zullen omlaag gaan, aangezien het dichter bij de kust ondieper is en mogelijk de kabels voor de aansluiting op het hoogspanningsnet korter kunnen zijn.
- Effecten op vogels en zeezoogdieren zijn mogelijk groter.
- Voor de andere aspecten zijn de effecten naar verwachting niet wezenlijk anders.

Conclusie
De verschillende windenergiegebieden kennen allemaal zowel aanzienlijke negatieve effecten als geringe negatieve effecten. De verschillen tussen de gebieden zijn wat dat betreft beperkt. Windenergiegebied Borssele kan dan ook aangemerkt worden als een gemiddeld geschikt gebied. Windenergiegebied Borssele heeft ten gevolge van de afwezigheid van olie- en gasbelangen als enige gebied geen effecten hierop. In het vervolg van het MER is op basis van de analyse in dit hoofdstuk bijzondere aandacht nodig voor effecten op vogels en zeezoogdieren.

4 Verkaveling Borssele

4.1 Uitgangspunten voor de verkaveling

Borssele heeft een bruto omvang van 344 km$^{2.}$. Beschikbaar voor windparken is echter een aanmerkelijk kleiner deel omdat in het gebied diverse belemmeringen aanwezig zijn. Het gaat daarbij om onder meer kabels en leidingen inclusief de aan te houden afstanden tot deze kabels en leidingen. Ook wordt een afstand van 500 meter aangehouden tot het continentaal plat van de grens met België. De windparken worden uiteindelijk aangesloten op het hoogspanningsnet door middel van transformatorplatforms op zee die Tennet in het gebied zal aanleggen. Deze platforms en de kabels die van deze platforms naar land lopen, nemen eveneens ruimte in binnen het gebied. Tevens zullen bereikbaarheidszones voor het per helikopter kunnen aanvliegen van deze platforms vrijgehouden worden. Dit alles resulteert in een netto beschikbaar gebied van circa 230 km$^{2.}$. Bij een invulling van 6 MW/km$^{2.}$ (een gebruikelijk kengetal voor opgesteld vermogen aan windturbines op zee) is ruimte aanwezig voor ongeveer 1.380 MW aan opgesteld vermogen van windturbines. Tennet is voornemens om elk platform geschikt te maken voor het aansluiten van 700 MW aan windenergie. Het indelen van het windenergiegebied in eenheden van 700 MW is daarom voor de hand liggend. Dit begrenst het totale vermogen van het gebied daarmee op 1400 MW. Het Rijk kiest ervoor om 4 kavels van circa 350 elk uit te geven die twee aan twee aangesloten worden op twee te realiseren transformatorstations.

Gekozen is om eerst een besluit te nemen over twee kavels, in totaal ongeveer 700 MW. De reden hiervoor is de planning, zoals vermeld in de routekaart windenergie op zee, om 700 MW te tenderen in 2015 en 700 MW in 2016 (zie ook paragraaf 2.3.4).

In dit hoofdstuk wordt de verkaveling nader beschreven. Allereerst wordt ingegaan op de kenmerken van het gebied, zoals aanwezige belemmeringen, bodemgesteldheid en bathymetrie.

Meer dan 1400 MW aan windenergie in windenergiegebied Borssele?
Het is mogelijk om het aantal MW opgesteld vermogen per km^2 hoger te kiezen. Uitgaande van de opzet dat gewerkt wordt met transformatorstations van telkens 700 MW, betekent dit een eerstvolgende stap (na 1400 MW) van een totaal opgesteld vermogen van 2100 MW in het windenergiegebied Borssele. Dit resulteert in een netto opgesteld vermogen per vierkante kilometer van ruim 9 MW/km^2. ECN heeft een studie naar te verwachten windafvang en energieopbrengst uitgevoerd (‘Quick scan of energy production and wake losses of the Borssele Wind Farm Zone including losses for nearby Belgian Wind Farms’, ECN, Concept March 2015). In dit rapport is geanalyseerd welke energieopbrengst te verwachten is bij verschillende vermogensdichtheden; een opgesteld vermogen van 2.100 MW in het gebied levert ten opzichte van 1.400 MW relatief ten opzichte van het toegenomen aantal windturbines 6% minder energieopbrengst op. De wind farm efficiency daalt daarbij tot waarden onder de 90%. Dit is te wijten aan het optreden van verliezen ten gevolge van windafvang doordat de windturbines relatief dicht bij elkaar komen te staan. Keuze voor een opgesteld vermogen van 1400 MW voor het windenergiegebied Borssele voorziet derhalve naar verwachting in een efficiënte benutting van de beschikbare ruimte voor de opwekking van windenergie.

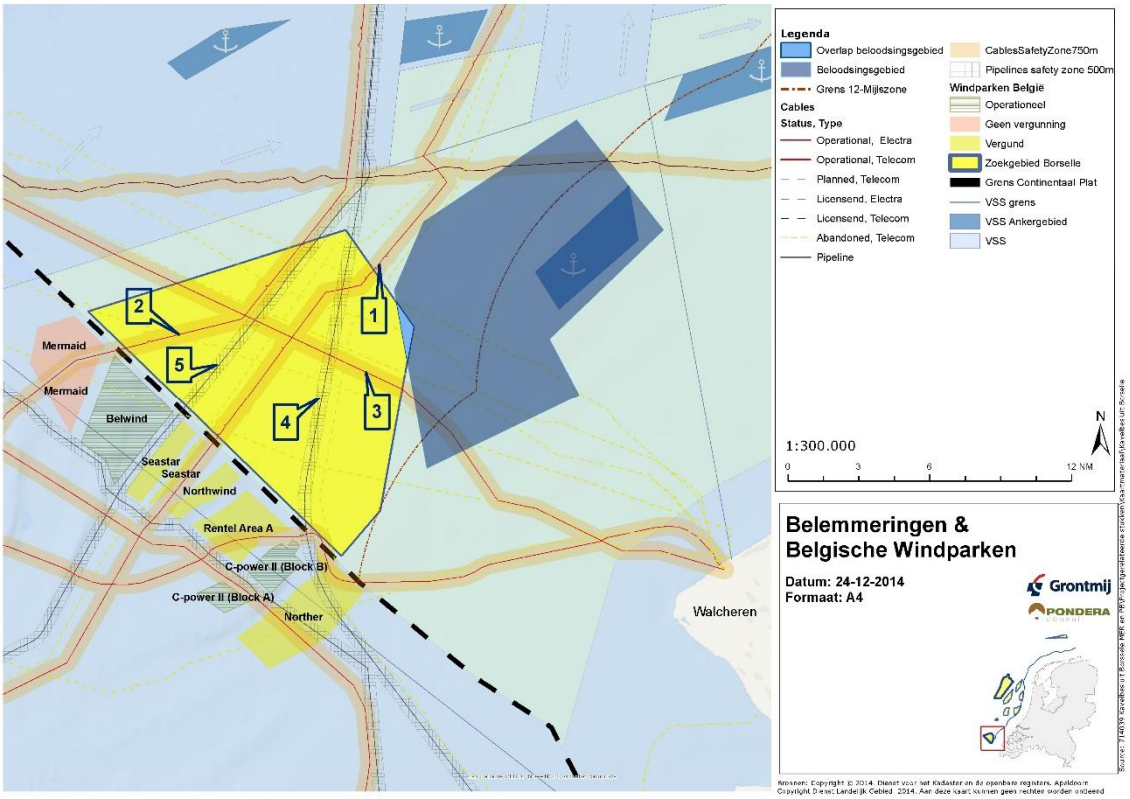
4.2 Kenmerken van het windenergiegebied Borssele

Harde belemmeringen, zoals kabels en leidingen, die plaatsing van windturbines onmogelijk maken, leiden tot het ontstaan van meerdere afgescheiden deelgebieden. Figuur 4.1 geeft het windenergiegebied Borssele weer met de aanwezige belemmeringen.

Door het gebied loopt een aantal kabels en leidingen:

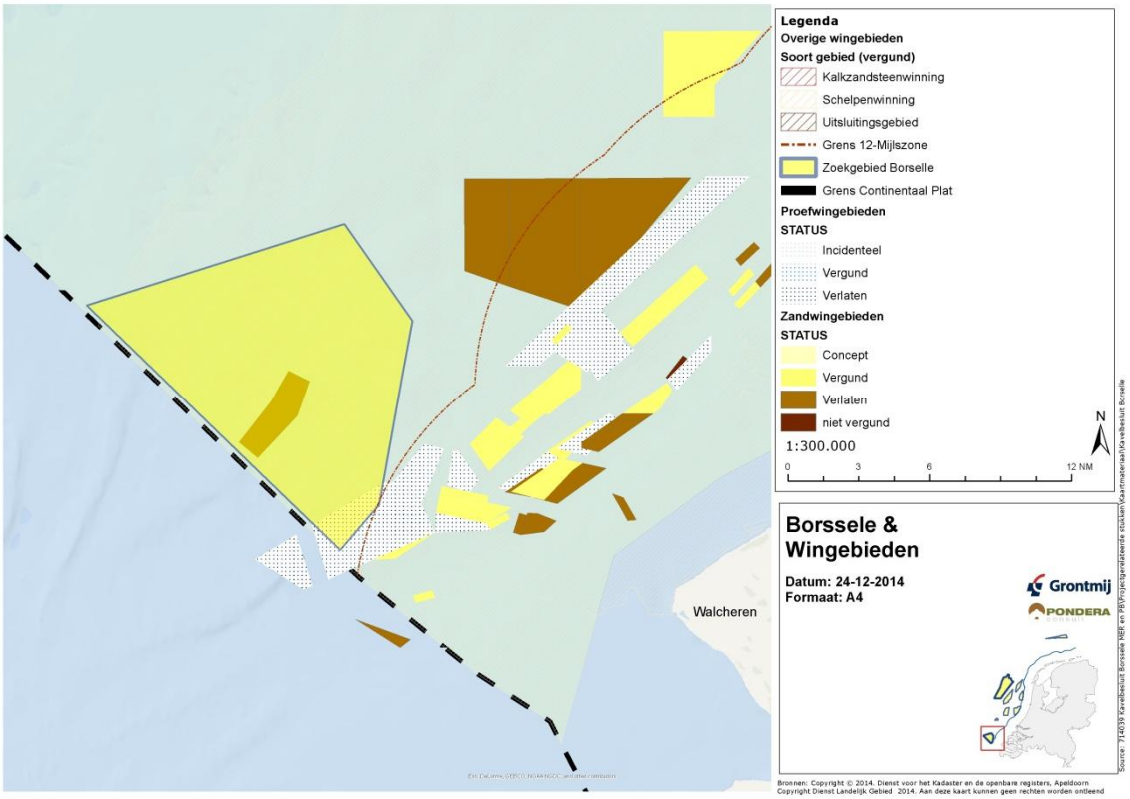
- SEA-ME-WE3, datakabel, ligging van noord naar zuid in het westelijke deel van het gebied Borssele (aangeduid met '1' in figuur 4.1);
- TAT14, datakabel, ligging van noord naar zuid in het midden van Borssele (aangeduid met '2' in figuur 4.1);
- Farland North, datakabel, ligging van oost naar west in het midden van Borssele (aangeduid met '3' in figuur 4.1);
- Zeepipe, gasleiding, ligging van noord naar zuid in het oosten van Borssele (aangeduid met '4' in figuur 4.1);
- Norfra leiding (ook wel Franpipe genaamd), gasleiding, ligging van noord naar zuid in het westen van het zoekgebied Borssele (aangeduid met '5' in figuur 4.1).

Daarnaast lopen er kabels door het gebied die verlaten zijn, zoals die van KPN Qwest.



Figuur 4.1 Belemmeringen Borssele en ligging Belgische windparken

In het gebied vindt visserij plaats en ten oosten ligt een zandwingebieden (zie figuur 4.2). In het gebied ligt een verlaten zandwingebied, dit vormt geen belemmering. Er lopen geen scheepvaartroutes door het gebied die onderdeel uitmaken van het verkeersscheidingsstelsel. Wel is een klein deel van het gebied Borssele aan de noordoostzijde bestemd als 'Beloodsinggebied Steenbank' (lichtblauwe hoek aan noordoostzijde van windenergiegebied Borssele in figuur 4.1). Het windenergiegebied Borssele sluit aan bij de bestaande en in ontwikkeling zijnde windparken in het Belgische deel van de Noordzee.

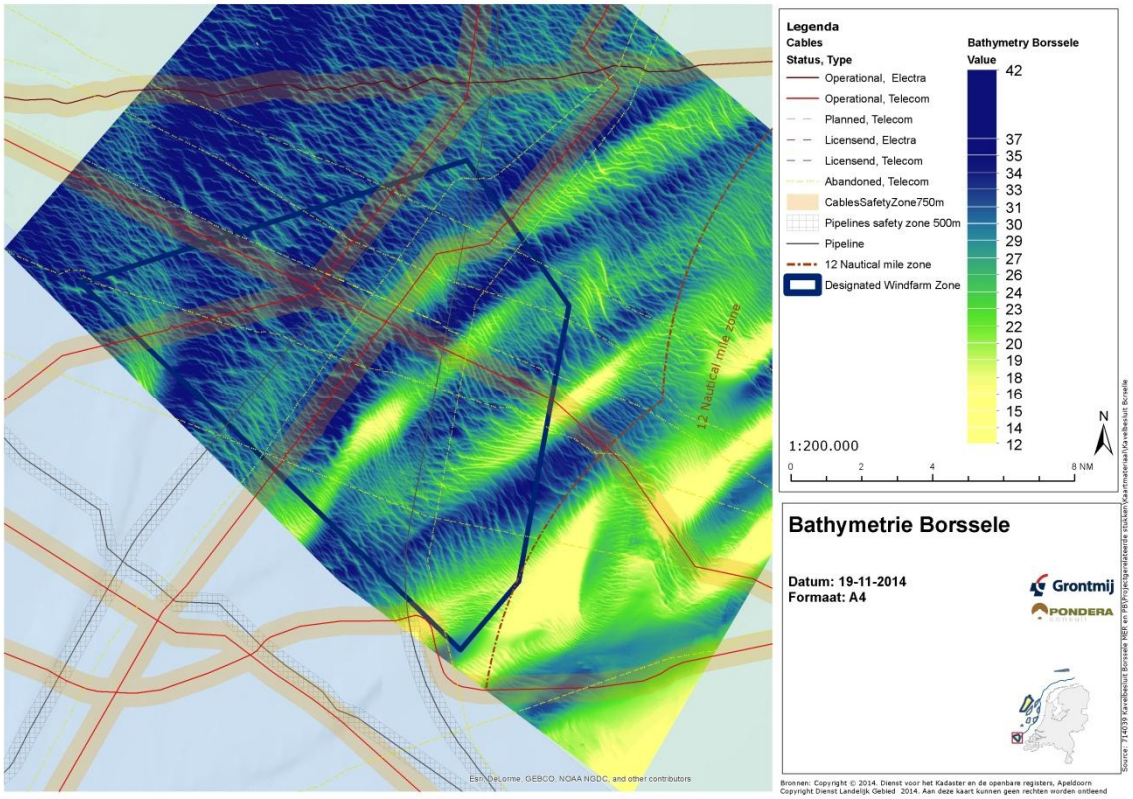


Figuur 4.2 Wingebieden omgeving windenergiegebied Borssele

Door Crux (2014) is de bodem van het gebied in beeld gebracht. De bodemsamenstelling ziet er globaal als volgt uit:

- Bodem op 10 meter (zandbanken) tot 35-40 meter (tussen zandbanken) beneden wateroppervlakte.
- Medium zand, met klei en lokaal veenlaminae van 5 meter (tussen zandbanken) tot 25 meter (zandbanken) diepte onder de bovenste sliblaag (mudline).
- Vervolgens 5 tot 15 meter medium tot zeer grof zand.
- Vervolgens kalkrijke klei.

In het zuidwestelijke deel van Borssele is de bodemdynamiek waarschijnlijk hoog. In het noordoostelijke en zuidoostelijke deel is de bodemdynamiek waarschijnlijk minder groot. In figuur 4.3 is de bathymetrie te zien van het windenergiegebied Borssele.



Figuur 4.3 Bathymetrie windenergiegebied Borssele

4.3 Verkaveling van windenergiegebied Borssele

Doordat het gebied meer en minder diepe gedeeltes kent, zullen de kosten voor de funderingen van windturbines variëren. Door ECN (2014) zijn windberekeningen gemaakt voor het gebied. Daaruit blijkt dat gemiddeld voor het windenergiegebied Borssele ongeveer 4% lagere elektriciteitsopbrengsten zijn te verwachten als gevolg van wake-effecten (windafvang en turbulentie) door de aanwezige Belgische windparken.

Het gebied is nader onderzocht op geschiktheid voor de aanleg van windparken vanuit windopbrengst en kostenefficiëntie. Aan de hand van de meest bepalende factoren is een beeld verkregen van de kosten per eenheid opgewekte energie (euro/megawattuur) binnen het gebied Borssele. Deze factoren zijn waterdiepte[17], windsnelheid, afstand tot de kust en windafvang door de Belgische parken en door de op te stellen windturbines binnen het gebied zelf.

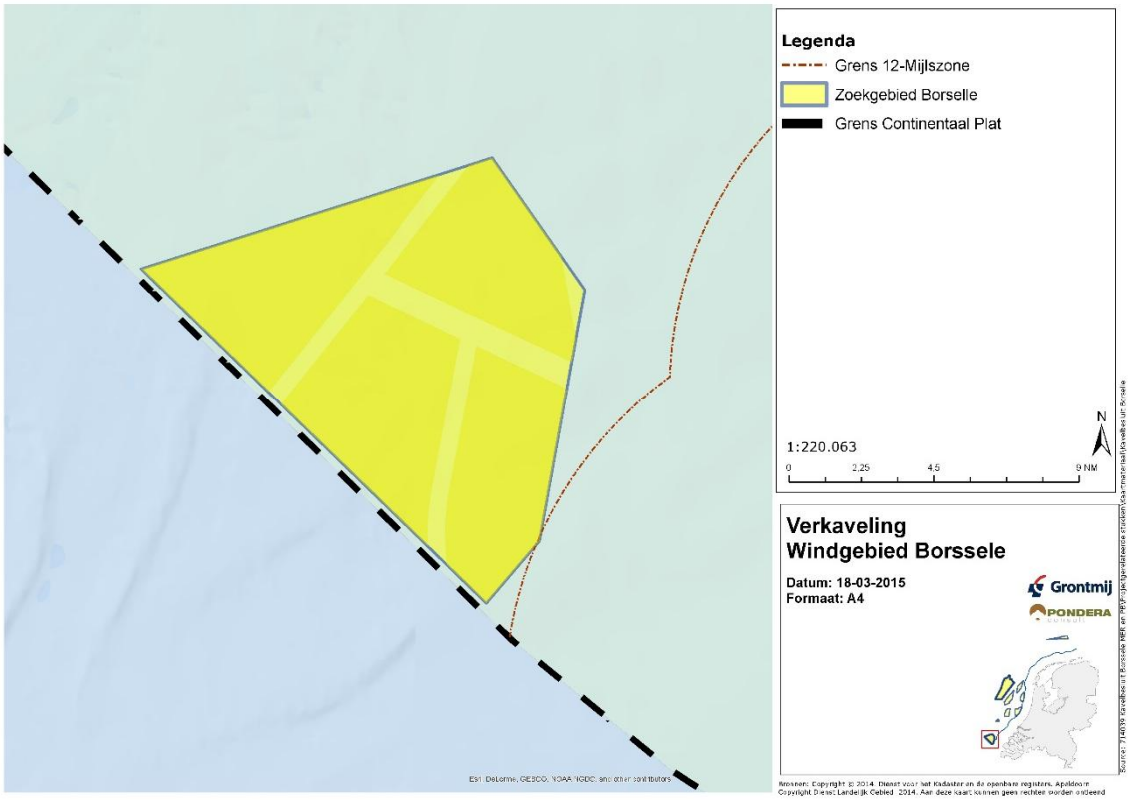
Uit dit onderzoek komt het beeld naar voren dat de meerkosten verbonden aan de grotere waterdieptes (met name in het noorden van het gebied) voor een deel worden gecompenseerd door de ter plaatse hogere windsnelheden en mindere windafvang. Hierdoor blijven de verschillen in kosten per megawattuur beperkt tussen de deelgebieden die door de doorsnijding van kabels en leidingen ontstaan. In de berekening zijn waterdiepte, windopbrengst en windafvang (Belgische parken en interne windafvang) meegenomen; overige kosten zoals voor netaansluiting zijn gelijk gehouden. Uit de verkenning komt naar voren dat de verschillen in kosten/eenheid energie tussen de deelgebieden die ontstaan door de kabeldoorsnijdingen, minder dan 10% is.

Zoals in de inleiding (paragraaf 4.1) beschreven, worden vier kavels van elk circa 350 MW uitgegeven. Op basis van de kenmerken van het gebied, de deelgebieden die ontstaan door de kabels en leidingen in het gebied en de overwegingen ten aanzien van waterdiepte en wind-

[17] De waterdiepte varieert namelijk sterk in het gebied, dit leidt tot verschillen in kosten voor funderingen.

aanbod, is een indeling in 4 kavels afgeleid zoals weergegeven in figuur 4.4. Deze indeling geeft kavels van min of meer gelijke grootte waarbij een grotere waterdiepte in een kavel (enigszins) gecompenseerd wordt door een groter windaanbod en vice versa.

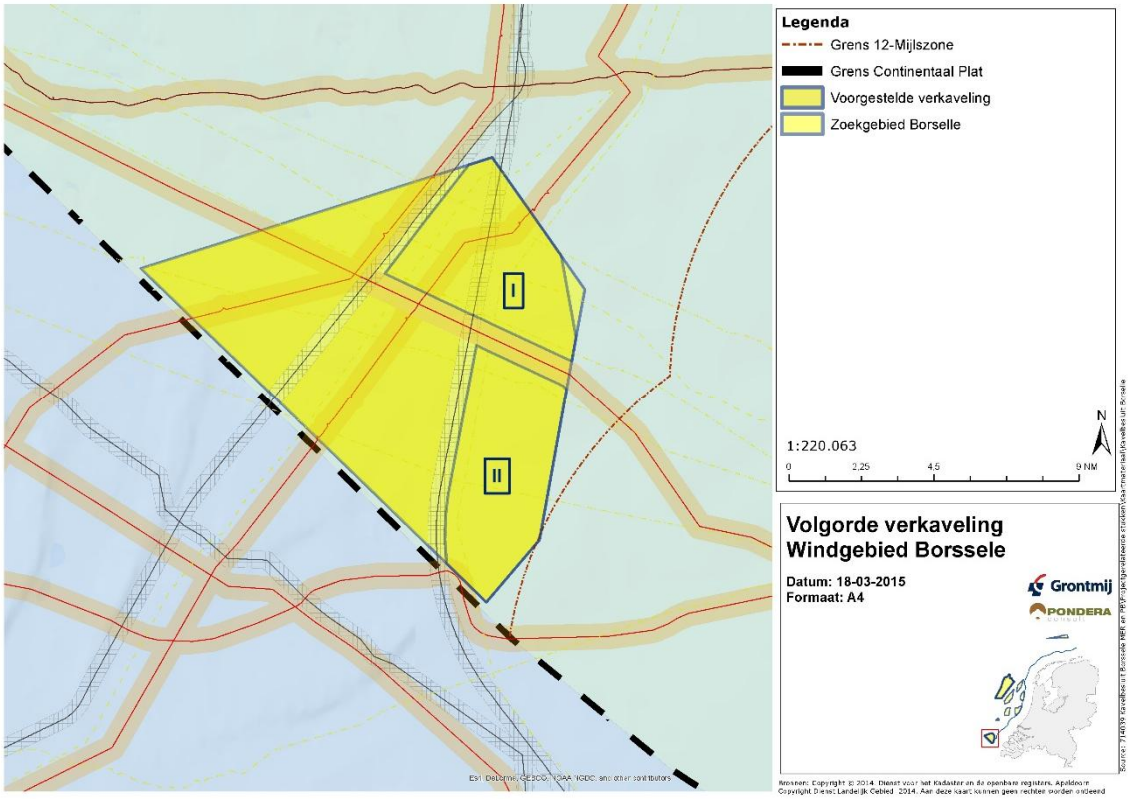
De kavelindeling en -begrenzing is niet op voorhand geheel vastgelegd. Mocht uit het onderzoek in deel B van dit MER blijken dat het noodzakelijk is delen van de voorziene kavels niet of minder intensief te gebruiken, dan kunnen de grenzen van de kavels eventueel nog aangepast worden.



Figuur 4.4 Voorgestelde verkaveling windenergiegebied Borssele (indeling schematisch, beloodsingsgebied niet aangegeven)

4.4 Volgorde van uitgifte van de kavels

De kavels moeten naast elkaar liggen om ze in de tijd twee aan twee te laten aansluiten op de (transformator)platforms Alpha en Beta op zee van TenneT. Door een combinatie te kiezen van een windrijk en dieper kavel met een minder windrijk en ondieper kavel, deze tegelijk te onderzoeken en in procedure te brengen, is de optimalisatie van de grens tussen de kavels gedurende deze periode nog mogelijk. De combinaties van kavels III en IV en kavels I en II liggen daarom het meest voor de hand. Bovendien kunnen de kabels voor het aansluiten op de platforms op zee van TenneT bij deze combinaties zo kort mogelijk blijven. Voor ecologie en in het bijzonder vogels geldt dat het zuidoostelijk gebied van Borssele bijzondere aandacht verdient. Juist door te starten met dit deel van het gebied is het goed mogelijk om bij de definitieve kavelindeling van het hele gebied met de uitkomsten van dit MER rekening te houden. Het beginnen met de combinatie van kavels I en II heeft ook als voordeel dat deze gebieden het dichtst bij de kust zijn gelegen en het kabeltracé op zee zo het kortst is. Figuur 4.5 geeft de eerste uit te geven kavels I en II in meer detail weer.



Figuur 4.5 Voorgestelde verkaveling Borssele, ligging eerste twee uit te geven kavels I en II (schuine zijde aan oostkant kavel I betreft het beloodsingsgebied, dit maakt geen deel uit van kavel I)

Dit MER heeft betrekking op de kavels I en II. De oppervlakte van deze kavels is 'bruto', dus inclusief de onderhoudszones van de kabels en leidingen die deze kavels doorsnijden, respectievelijk circa 68 km^2 en 69 km^2. In een latere procedure wordt besloten over het derde en vierde kavel en hiervoor wordt te zijner tijd een apart MER opgesteld.

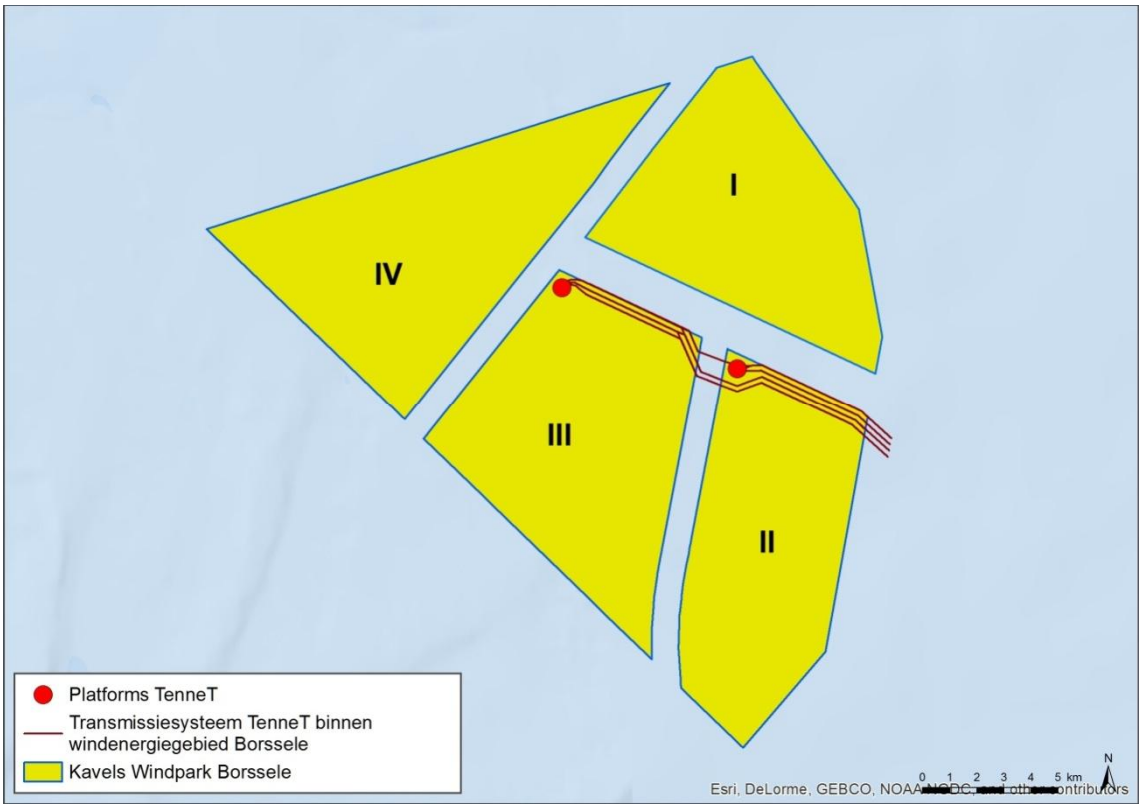
4.5 Aansluiting op het elektriciteitsnet

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een platform dat via een tweetal exportkabels naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. Het platform, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd. Hiervoor wordt een separate m.e.r. doorlopen.

Het platform Alpha is midden tussen de twee uit te geven kavels I en II gepositioneerd. Figuur 4.6 geeft de ligging van platforms Alpha en Beta weer. Om de exportkabels aan te sluiten op het hoogspanningsstation en ook ruimte te hebben voor de kabels van de windparken *(infield cables*) die in strengen aankomen bij het platform, is een ruimte van 500 meter rondom het station gereserveerd. De onderhoudszone aan weerszijde van de exportkabels bedraagt 500 meter (hierbinnen kan niet gebouwd worden). De exportkabels liggen elk 200 meter van elkaar. Rekening wordt ook reeds gehouden met twee kabels voor het platform met transformatorstation (platform Beta) voor de volgende uit te geven kavels (kavels III en IV), en een extra kabel die Alpha en Beta verbindt en uit overwegingen van redundantie wordt aangelegd.

Door de kabels en onderhoudszones ontstaat een corridor van 1.600 meter breedte vanaf de oostzijde van het gebied naar het platform Alpha. Deze zone is tevens bruikbaar voor de bereikbaarheid van het platform per schip. Voor de helikopterbereikbaarheid is een tweetal *helicopter-approach-routes* voorzien die schuin noord- en zuidwaarts lopen (zie figuur 4.6). De lengte en breedte van deze zones is afhankelijk van de grootte van de toegepaste windturbines in het gebied. De zones weergegeven in figuur 4.6 gaan uit van een turbine met rotordiameter

van 220 meter, een tiphoogte van 250 meter en een ashoogte van 140 meter. In het effectonderzoek is gewerkt met een *worst case* situatie voor de grootste windturbines (10 MW) voor de helikopterbereikbaarheidszone.



Figuur 4.6 Ligging van platforms Alpha (oostzijde) en Beta (westzijde) van TenneT (Bron: TenneT)

Ten gevolge van de ligging van de exportkabels en bijbehorende onderhoudszones, de zone rondom het platform Alpha en de bereikbaarheidszones voor helikopters, wordt het voor windturbines beschikbare oppervlak van de kavels verminderd; dit bedraagt daardoor circa nu 49 km^2 voor kavel I en 61 km^2 voor kavel II.

5 Aanpak effectbeoordeling

5.1 Inleiding bandbreedte-benadering

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit. In dit MER zijn alternatieven voor twee gebieden met elk één windpark onderzocht (twee zogenaamde 'kavels'). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types dat mogelijk is binnen een dergelijke kavel.

De kavels binnen het windenergiegebied Borssele worden aldus 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 dit hoofdstuk wordt deze bandbreedte beschreven (paragraaf 5.2) en wordt ingegaan op de wijze waarop in het MER de beoordeling van de mogelijke effecten plaatsvindt (paragraaf 5.3). In het kader hieronder staat kort een uitleg van de bandbreedte-benadering 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 dit MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die de kavelbesluiten mogelijk maken, dienen onderzocht te zijn. 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 als alternatieven in het MER 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.

5.2 Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven

5.2.1 Bandbreedte

Om de bandbreedte te onderzoeken is het enerzijds nodig om de *worst case* situatie te beschrijven en na te gaan of deze effecten nog toelaatbaar zijn. Anderzijds is het van belang te weten wat realistische parameters zijn voor turbinegrootte, aantal turbines en funderingswijze. Als uitgangspunt is gehanteerd dat het moet gaan om reële technische opties voor realisatie binnen de termijnen verbonden aan de eerste twee uit te geven kavels, dat wil zeggen uitgifte in 2015 en operationeel zijn van de parken in 2019.

Onderstaand wordt kort ingegaan op de turbines, de funderingen en de elektrische infrastructuur. Uitwerking vindt plaats in bijlage 1, waarin meer gedetailleerd wordt ingegaan op afmetingen en funderingen van turbines en details als verlichting, aanlegmethoden etc.

Turbines

Het is de trend om naar steeds grotere turbines te gaan. Echter vanuit oogpunt van kosten en risico's is het de vraag of de allergrootse turbines, die nu alleen nog op de tekentafel bestaan, daadwerkelijk in de eerste uit te geven kavels gebouwd zouden kunnen worden. Als uitgangspunt is aan de ondergrens een turbine beschouwd van 3 MW (op dit moment wordt windpark Luchterduinen aangelegd met 3 MW turbines) en als bovengrens een turbine van 10 MW die nog niet beschikbaar is maar dat wellicht de komende jaren wel wordt.

Bij het bepalen van de turbineafmetingen is uitgegaan van de trend die leidt naar turbines met relatief grotere rotoren en een toename van het aantal megawatt opgesteld vermogen per turbine. Het aantal watt per m^2 neemt de laatste jaren af en ligt nu tussen circa 380 W/m^2 en 260 W/m^2 (uitkomsten werksessie ECN, september 2014). Uitgaande van een ondergrens van 3 MW en bovengrens van 10 MW aan opgesteld vermogen, resulteert dit in de rotordiameters zoals weergegeven in tabel 5.1. De groene rijen geven respectievelijk de maximale en minimale rotordiameters weer.

Tabel 5.1 Rotordiameter

Power Density Rotor (W/m^2)	Opgesteld vermogen (MW)							
	3	4	5	6	7	8	9	10
260	121	140	156	171	185	198	210	221
280	117	135	151	165	178	191	202	213
300	113	130	146	160	172	184	195	206
320	109	126	141	155	167	178	189	199
340	106	122	137	150	162	173	184	194
360	103	119	133	146	157	168	178	188
380	100	116	129	142	153	164	174	183

De minimale afstand waarop de turbines gepositioneerd worden is aangenomen op 4 maal de rotordiameter, de maximale afstand bestaat uit de afstand die aangehouden wordt als de kavel wordt opgevuld met turbines. Indien de kavel niet homogeen wordt ingevuld met turbines, kunnen tussen sommige turbines grotere afstanden ontstaan.

Funderingen

Turbines worden aangelegd met behulp van een *monopile, jacket, tripod* of *gravity based* fundering. Ook zijn innovatieve funderingen denkbaar zoals een *suction bucket*. De aanlegwijze kan verschillen en beschouwd zijn intrillen, heien, boren en *suction* (bij een *suction bucket* fundering). Afhankelijk van bodemopbouw, diepte, grootte van de turbine en kostenoverwegingen wordt gekozen voor een bepaalde fundering. De aanleg van de funderingen gaat gepaard met milieueffecten, bijvoorbeeld in de vorm van onderwatergeluid voor het heien van palen. Het geluidsniveau van het onderwatergeluid is weer afhankelijk van de gebruikte hei-energie, die daarom een belangrijke variabele vormt. Om de *range* aan mogelijke effecten te onderzoeken zijn alle nu gangbare vormen van funderingen beschouwd. Onderstaande tabel geeft voor paalfunderingen aan welke combinaties beschouwd zijn. In de tabel staat tevens hoeveel palen het betreft bij een windpark van 350 MW en met welke hei-energie de palen geheid gaan worden (de maximale hei-energie die beschouwd is in dit MER voor het onderzoeken van de worst case situatie). Verwacht wordt dat tripods en jackets eventueel vanaf turbines van circa 5 MW toegepast worden. Ten behoeve van het MER is echter ook de worst case situatie beschouwd (in

termen van het grootste aantal te installeerde palen) dat een 3MW turbine met een jacket of tripod wordt aangelegd; dit is in onderstaande tabel uitgewerkt.

Tabel 5.2 Type fundering, paaldiameter en hei-energie

Paal diameter (m)	MW/ turbine	Aantal palen (voor totaal 350 MW opgesteld vermogen)	Hei-energie worst case (kJ)
Tripods (3 palen / fundering)			
2	3	351	1.000
2,5	3	351	1.000
3	3	351	1.000
3,5	3	351	1.000
4	3	351	1.000
Jackets (4 palen / fundering)			
1,5	3	468	1.000
2	3	468	1.000
2,5	3	468	1.000
3	3	468	1.000
3,5	3	468	1.000
Monopiles			
4	3	117	1.000
4	4	88	1.200
5	5	70	1.500
6	6	58	1.800
7	7	50	2.100
8	8	44	2.400
9	9	39	2.700
10	10	35	3.000

Voor *gravity based* funderingen en *suction buckets* is een maximale afmeting van respectievelijk 40 x 40 meter en 15 tot 20 meter diameter op de zeebodem aangehouden.

Elektrische infrastructuur

De *inter-array* bekabeling, dat wil zeggen de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen platform Alpha van TenneT, wordt naar verwachting uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. In het MER wordt ook de situatie beschouwd dat aansluiting op 33 kV plaatsvindt.

Tot dusver is een spanningsniveau van 33 kV voor parkbekabeling gebruikelijk. Hierbij worden meerdere windturbines aangesloten op één kabel en lopen er meerdere van deze kabels door het windpark naar het verzamelpunt. Het aantal windturbines dat op één kabel aangesloten kan worden, is afhankelijk van het vermogen van de windturbines. Het vermogen van de windturbines neemt al jaren toe en de verwachting is ook dat dit blijft toenemen. Als gevolg hiervan kunnen steeds minder windturbines op één kabel aangesloten worden. Door het spanningsniveau van de parkbekabeling te verhogen, kunnen meer windturbines op één kabel worden aangesloten. Hierdoor is voor het hele windpark minder parkbekabeling nodig. Minder parkbekabeling leidt tot lagere kosten voor de kabels en de installatie daarvan en tot minder ruimtebeslag.
Wel zijn voor het gebruiken van een hoger spanningsniveau andere elektrische componenten nodig in de verschillende onderdelen van de windturbines en het platform. In een aantal gevallen zijn deze componenten duurder dan de huidige componenten. Echter is de verwachting dat de totale kosten omlaag gaan door het gebruiken van een hoger spanningsniveau. Dit sluit aan

bij het beleid van het ministerie van EZ om kostenreductie te realiseren en leidt tot een toekomstbestendig systeem.

Overzicht bandbreedte

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavels staat in tabel 5.3. De eerste kolom geeft de variabelen weer. Het gaat dan om bijvoorbeeld de rotordiameter van windturbines. In de tweede kolom staat welke bandbreedte is onderzocht, bijvoorbeeld een rotordiameter per turbine van minimaal 100 meter en maximaal 220 meter. De waarden van de bandbreedte zijn gebaseerd op de huidige stand der techniek en verwachtingen omtrent ontwikkelingen voor de komende jaren.

Tabel 5.3 Variabelen voor de bandbreedte in het MER

Onderwerp / variabele	**Bandbreedte**
Vermogen individuele windturbines	3 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	125 – 250 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	100 – 220 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 / hei-paal	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 4 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*: 15-20 meter
Elektrische infrastructuur (*inter-array* bekabeling)	33 kV / 66 kV

Niet alle parameters uit de tabel zijn even belangrijk voor de waarschijnlijk meest kritische milieueffecten en behoeven naar verwachting dan ook niet allemaal vastgelegd te worden in de uiteindelijk uit te geven bandbreedte. Bepalend zijn naar verwachting: de diameter van de rotor van de windturbines, het type fundering en de hei-energie die benodigd is bij het heien van funderingen, en de tiphoogte en tiplaagte van de windturbines.

5.2.2 Alternatieven

Zoals aangegeven kan de *worst case* situatie voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. De *worst case* situaties, als zijnde alternatieven per aspect, zijn onderzocht en vergeleken. Ook is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke *best case* situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat.

De onderstaande tabel geeft voor de verschillende milieuaspecten de *worst case* en *best case* aan. De tabel betreft een vereenvoudigd overzicht, in de themahoofdstukken (hoofdstuk 6 tot en met 14) zijn de te onderzoeken scenario's in meer detail beschreven.

Tabel 5.4 Worst case en best case binnen de bandbreedte per milieuaspect

Milieuaspect	Bandbreedte	
	Alternatief (Worst case)	*Alternatief (Best case)*
Vogels en vleermuizen	117 x 3 MW turbines tiplaagte 25 m, rotordiameter 100 m en 121 m	35 x 10 MW turbines tiplaagte 30 m, rotordiameter 220 m
Onderwaterleven[1]	35 x10 MW turbines Hei-energie: 3.000 kJ 1 turbinelocatie per dag	117 x 3 MW turbines Hei-energie: 1.000 kJ 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart	117 x 3 MW turbines *Jacket*-fundering met diameter 15 m Scenario 1: openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)	35 x 10 MW turbines Monopaal-fundering met diameter 10 m Scenario 2: niet openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)
Geologie en hydrologie	117 x 3 MW turbines Elektrische infrastructuur op 33 kV	35 x 10 MW turbines Elektrische infrastructuur op 66 kV
Landschap	35 x 10 MW turbines Max. rotordiameter: 220 m Max. ashoogte: 140 m	117 x 3 MW turbines Min. rotordiameter: 100 m Min. ashoogte: 75 m
Overige gebruiksfuncties	117 x 3 MW turbines	35 x10 MW turbines
Elektriciteitsopbrengst	opstelling met klein totaal rotoroppervlak	opstelling met groot totaal rotoroppervlak

[1] Voor onderwaterleven is de *worst case* en *best case* situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen. Zo is weliswaar de geluidsproductie bij heien met 3.000 KJ hoger dan bij 1.000kJ, het aantal palen dat geheid wordt met een hogere hei-energie is lager waardoor de totale milieubelasting lager uit kan vallen.

5.2.3 Innovatie

Een belangrijke pijler in het Energieakkoord is kostenreductie van wind op zee. De overheid heeft besloten om de uitrol van 3.500 MW middels een subsidieregime te ondersteunen met als uitgangspunt een gemiddelde kostprijsreductie van wind op zee met 40% per MWh te realiseren windenergie over de periode 2014 tot 2024. Innovatie lijkt een belangrijke voorwaarde om deze kostenreductie te kunnen realiseren. Om innovatie te stimuleren heeft de overheid een topsectorenbeleid dat innovatieonderzoek stimuleert, onder meer op het gebied van windenergie op zee.

Het toepassen van innovatieve technieken en methoden brengt risico's met zich mee, er zijn immers beperkt ervaringen mee opgedaan. Daardoor kan het op grote schaal toepassen van innovaties voor de financierbaarheid van een windpark problematisch zijn. Gezien het grote belang op de langere termijn van innovatie voor kostenreductie, kan het Rijk er voor kiezen om met de kaveluitgifte innovatie te stimuleren. Dan zou in een beperkt gebied (bijvoorbeeld 5% van de uit te geven kavels) ruimte geboden kunnen worden voor innovaties, waarbij eventueel buiten de grenzen van de vastgestelde bandbreedte getreden mag worden. Het specifiek aanwijzen van een innovatiegebied tegelijkertijd met de uitgifte van kavels I en II is niet de verwachting; wellicht gebeurt dit wel bij latere kaveluitgifte.

Innovatie binnen de bandbreedte

Bij innovatieve technieken kan gedacht worden aan experimentele heimethoden zodat het heien van funderingen minder onderwatergeluid veroorzaakt, het weglaten van stortstenen rondom

de funderingen zodat hier minder kosten mee gemoeid zijn, of het terugregelen van turbines aan de rand van het windpark zodat windturbines in het centrum meer energie produceren en per saldo de productie van het gehele windpark toeneemt. Dit soort innovaties vallen geheel binnen de bandbreedte zoals geschetst in paragraaf 5.2.1 (zie tabel 5.3), en vallen dan ook binnen de effectbeschrijving zoals in dit MER behandeld. In bijlage 1 is het voornemen nader toegelicht en komt ook een aantal innovaties aan bod, Niet alle innovaties zijn even relevant om expliciet te beschouwen in het MER. Bijvoorbeeld de bovengenoemde optimalisatie van de energieproductie door het licht terugregelen van de buitenste turbines, heeft niet tot nauwelijks gevolgen voor milieueffecten van het windpark en behoeft dan ook niet expliciet beschouwd te worden.

Het is denkbaar dat er innovaties zijn die niet binnen de bandbreedte vallen. Denk bijvoorbeeld aan het toepassen van turbines met zeer grote rotordiameters. In afstemming met TKI Wind op zee[18] is echter geconcludeerd dat de bandbreedte dermate ruim is geformuleerd dat er geen belangrijke innovaties zijn die niet binnen de bandbreedte van dit MER vallen. Innovaties die er buiten vallen, zijn ofwel nog niet in beeld (bijvoorbeeld nog grotere rotoren) of (nog) niet verwacht op de onderzochte locatie (bijvoorbeeld voor het toepassen van drijvende windturbines is de locatie naar verwachting te ondiep). De conclusie is dan ook dat geen aanvullende innovaties in het MER, buiten hetgeen al binnen de bandbreedte mogelijk is, onderzocht behoeft te worden.

5.2.4 Elektrische infrastructuur: inter-array bekabeling, platform en tracé export kabel

De windparken zullen aansluiten op een platform Alpha van TenneT, gelegen tussen kavels I en II in. Dit MER gaat niet in op de aanleg van dit platform Alpha, de kabel naar land (exportkabel) en de netaansluiting op het hoogspanningsnet op land. TenneT gaat daarvoor de effecten onderzoeken in een separaat MER (zie paragraaf 1.2). In figuur 4.6 is de ligging van platform Alpha weergegeven. De windturbines worden direct aangesloten op dit platform van TenneT. In dit voorliggende MER wordt wel het tracé van de *inter-array* kabels van de turbines binnen de kavels naar het platform Alpha onderzocht. Het tracé wordt gevormd door meerdere kabels die in strengen groepen van windturbines aansluiten op het platform.

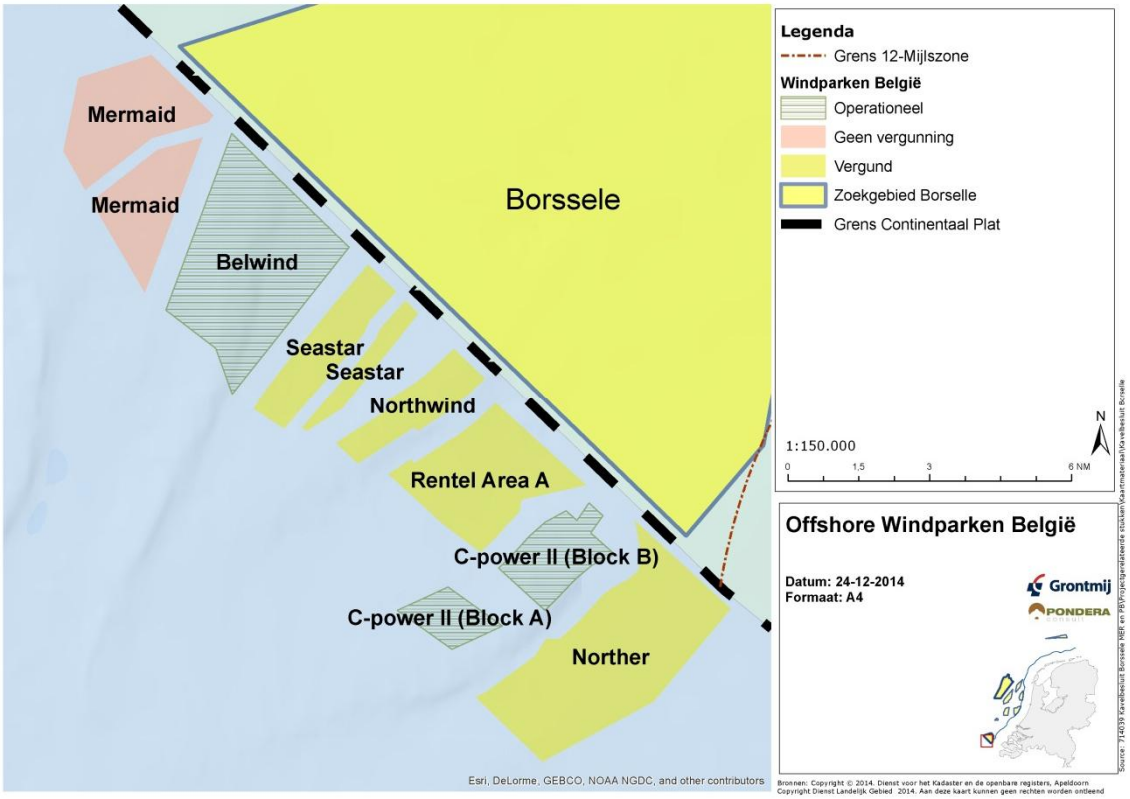
5.2.5 Nul-alternatief: huidige situatie en autonome ontwikkeling

Het nul-alternatief is de huidige situatie met de autonome ontwikkeling.[19] Het nul-alternatief is het alternatief waarbij er geen kavelbesluiten worden genomen en er geen windparken wordt gerealiseerd in het gebied Borssele. Het gebied zal zich dan ontwikkelen conform vastgesteld of voorgenomen beleid, maar zonder realisatie van de windparken. Deze situatie dient als referentiekader voor de effectbeschrijving. In de huidige situatie zijn de windparken Prinses Amalia en Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) in gebruik. Als autonome ontwikkeling worden Luchterduinen (aanleg in 2014 en 2015) en Gemini (aanleg in 2015 en 2016) meegenomen.

Ook in België zijn windparken aanwezig en vergund (zie figuur 5.1). De parken Belwind en C-power zijn operationeel en behoren tot de huidige situatie. In aanbouw is Northwind, die daarmee onderdeel uitmaakt van de autonome ontwikkeling. Vergund zijn verder Norther, Rentel en Seastar; deze parken worden in cumulatie meegenomen, evenals het park THV Mermaid dat nog niet vergund is, maar waarvan de vergunningsprocedure al wel is gestart.

[18] TKI Wind op Zee is het Topconsortium Kennis en Innovatie Wind op Zee (TKI-WoZ). De ambitie van het TKI-WoZ is een daadwerkelijke kostenbesparing in 2020 van 40% t.o.v. 2010 voor wind op zee en een versterking van de economische activiteiten in Nederland, zodat de Nederlandse wind op zee sector internationaal toonaangevend blijft.

[19] Autonome ontwikkelingen zijn op zich zelf staande ontwikkelingen die onafhankelijk van het windpark plaatsvinden en waarover al een besluit is genomen (bijvoorbeeld waarvoor vergunning is verleend).



Figuur 5.1 Windparken in België

Daarnaast zijn er ook windparkontwikkelingen in Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. Met name de bestaande en in aanbouw zijnde parken in Engeland zijn door de relatief nabije ligging mogelijk relevant in het kader van autonome ontwikkeling van het gebied Borssele. De relevantie van deze windparken is onder andere afhankelijk van de effecten op de populatie van soorten (met name vogels, vleermuizen en zeezoogdieren) die invloed kunnen ondervinden van windparken. Hiernaar is in het Kader Ecologie en Cumulatie onderzoek gedaan.

Tenslotte kunnen ook windparken op land en overige, niet-windenergiegerelateerde ontwikkelingen relevant zijn om te beschouwen in het kader van autonome ontwikkeling of cumulatie. Dit is in de themahoofdstukken van het MER - hoofdstukken 6 tot en met 14 - nader uitgewerkt.

5.2.6 Voorkeursalternatief

Bepalen van de voorkeursbandbreedte

De mogelijk optredende effecten zijn bepaald door voor relevante milieuaspecten (zoals ecologie en scheepvaartveiligheid) en belangen (zoals visserij en olie- en gaswinning) te onderzoeken welke effecten maximaal bij het invullen van de bandbreedte op kunnen treden. Voor de diverse aspecten vormen verschillende uitwerkingen van de bandbreedte de *worst case* situatie. Daarom worden diverse opstellingen doorgerekend. Bijvoorbeeld voor de effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren hebben mogelijk grote *monopiles* waarvoor veel hei-energie nodig is de meeste gevolgen, terwijl voor vogels een groot aantal kleinere turbines met grote rotoren *worst case* zou kunnen zijn. Nagegaan wordt of deze maximale effecten toelaatbaar zijn en welke mitigerende maatregelen getroffen kunnen worden om de effecten te verzachten of teniet te doen. Het verkleinen van de bandbreedte -dus verkleinen van de opstellingsmogelijkheden binnen de kavel- zou één van deze maatregelen kunnen zijn.

Vaststellen van de maximaal uit te geven bandbreedte

Op basis van de uitkomsten van dit MER en andere (bijvoorbeeld beleidsmatige of financiële) overwegingen wordt uiteindelijk een beslissing genomen over de gewenste uit te geven bandbreedte. De parameters die bepalend zijn voor de bandbreedte aan inrichtingsmogelijkheden van de kavels worden in de kavelbesluiten vastgelegd en vormen de bouwmogelijkheden voor de toekomstige ontwikkelaars. Denk hierbij aan zaken als maximale rotordiameter, maximale

tiphoogte, minimale onderlinge afstand. Ook kunnen bijvoorbeeld vereisten aan de wijze van funderen worden opgelegd zoals bijvoorbeeld een maximaal onderwatergeluidsniveau.

Passende Beoordeling van het VKA
Aangezien op voorhand significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten zijn (zie hoofdstuk 3), worden zogenaamde Passende Beoordelingen uitgevoerd, één voor kavel I en één voor kavel II. In deze beoordelingen worden de effecten op Natura 2000-gebieden aan de hand van de voor deze gebieden vastgestelde doelstellingen bepaald en beoordeeld. De Passende Beoordelingen zijn als zelfstandig document (bijlage) bij het MER gevoegd.

5.3 Beoordelingskader

In deel B van dit MER zijn de milieueffecten die de voornemens en alternatieven met zich meebrengen, in beeld gebracht. Het gaat om de hierna te noemen milieuaspecten.

5.3.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie
De belangrijkste reden om windinitiatieven te realiseren, is het opwekken van duurzame energie. Er is berekend hoeveel elektriciteit wordt opgewekt. Ook is bepaald welke uitstoot van schadelijke stoffen het windpark vermijdt in vergelijking met de situatie dat dezelfde energie wordt opgewekt op conventionele wijze, zoals met behulp van kolen- en gasverbranding. Een vergelijking is gemaakt met de emissies van de huidige brandstofmix die wordt gebruikt in Nederland voor opwekking van elektriciteit. Er is tevens aandacht besteed aan hoeveel energie het kost om turbines te produceren en te plaatsen. Ook is stilgestaan bij de windafvang van de turbines van de verschillende kavels onderling en van de nabije Belgische windparken.

5.3.2 Vogels, vleermuizen en onderwaterleven
Op basis van de meest recente en relevante (internationale) kennis is onderzocht welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn. Voor de avifauna (onderscheid wordt gemaakt tussen trekkende broedvogels, trekkende niet-broedvogels, kolonievogels, zeevogels en vleermuizen) gaat het meer specifiek om de aanvaringskans, veranderingen in foerageermogelijkheden (habitatverlies), verlies van rustgebieden en barrièrewerking.

Voor het onderwaterleven (zeezoogdieren, vissen en bodemfauna) zijn voor beschermde soorten veranderingen van paai- en werpgebieden, foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies), barrièrewerking en fysieke aantasting (*temporary threshold shift* (TTS), *permanent threshold shift* (PTS)) onderzocht.

Inzichtelijk is gemaakt wat de effecten in zowel de aanleg-, exploitatie- als de verwijderingsfase zijn, of het om tijdelijke dan wel permanente effecten gaat en wat de cumulatieve effecten kunnen zijn van windturbines in het gebied Borssele met overige projecten en activiteiten, zowel in tijd als in ruimte. Dit alles is zoveel mogelijk gekwantificeerd. Zo is per type verstoring aangegeven hoeveel individuen van welke soorten hierbij zijn betrokken (ordegrootte, bijvoorbeeld in aantalsklassen) en welk deel van de populatie (*worst case*) beïnvloed wordt.

Passende Beoordelingen vormen ook onderdeel van dit MER, omdat op voorhand significante effecten op Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten zijn. In de Passende Beoordelingen is de vraag beantwoord of significante effecten van een windpark in het gebied Borssele op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten. Het gaat met name om de effecten op vogels en zeezoogdieren.

Toetsing effecten en Kader Ecologie en Cumulatie: acceptabele grenzen op populatieniveau, berekening cumulatie
Het Rijk heeft een toetsingskader ontwikkeld, het Kader Ecologie en Cumulatie, waarin wordt aangegeven hoe met ecologie en cumulatieve ecologische effecten omgegaan moet worden bij de afwegingen voor het aanwijzen van gebieden en het nemen van kavelbesluiten. Een onder-

deel van dit kader omvat het vaststellen van acceptabele grenswaarden op populatieniveau voor negatieve effecten van menselijk gebruik.

Om deze acceptabele grenzen met een grote mate van zekerheid te kunnen bepalen is kennis nodig over allerlei populatieparameters (zoals populatieomvang, -opbouw, -verspreiding en -groei, voedselbeschikbaarheid, natuurlijke mortaliteit etc.). Er bestaan echter aanzienlijke lacunes in kennis en er bestaat een onzekerheid in de nu bekende parameters. Deze lacunes zullen niet binnen afzienbare tijd worden gedicht. Toch moeten er acceptabele grenzen worden bepaald zodat voldoende zekerheid kan worden verkregen dat de windparken die zullen worden gebouwd zelfstandig of in cumulatie de goede staat van instandhouding van beschermde soorten niet in gevaar kunnen brengen. Het kader doet door middel van een pragmatische aanpak uitspraken over de acceptabele grenzen voor soorten.

Het kader richt zich met name op vogels, vleermuizen en zeezoogdieren. Het ontwikkelen van het kader is een doorlopend proces in die zin dat het telkens bijgesteld zal worden op basis van nieuwe kennis, inzichten en ontwikkelingen. Elementen en inzichten uit het kader die tijdig beschikbaar zijn, worden meegenomen bij de effectbeschrijving en -beoordeling in het MER.

Naast bovenstaande exercitie met betrekking tot acceptabele grenzen zal in het Kader Ecologie en Cumulatie inzicht worden gegeven in de cumulatieve effecten van de toekomstige windparken inclusief die in het windenergiegebied Borssele. Dit wordt o.a. gedaan om te bepalen of de windparken in het windenergiegebied Borssele niet een te grote milieugebruiksruimte innemen. Op basis van de bevindingen uit het kader Ecologie en Cumulatie kan eventueel de bandbreedte aan invullingsmogelijkheden van de kavels in Borssele aangepast worden.

5.3.3 Scheepvaart en veiligheid

De kans op ongevallen door aandrijvingen en aanvaringen is onderzocht. Voor de scheepvaartveiligheid is een kwantitatieve analyse uitgevoerd met het SAMSON model (*Safety Assessment Models for Shipping and Offshore in the North Sea*). Daarnaast is een kwalitatieve analyse uitgevoerd, waarbij aandacht is besteed aan de verkeersstromen rond het kavel, kruisend verkeer, risico's voor niet-routegebonden kleine scheepvaart, het inzetten van een begeleidingsschip of zeesleepboot en de cumulatieve effecten van meerdere windparken.

5.3.4 Overige gebruiksfuncties

Gekeken is naar andere gebruiksfuncties in de omgeving van de locatie, zoals olie- en gaswinning, helikopterverkeer van en naar de platforms in de nabijheid, militaire gebieden, zand- en schelpenwinning, gevolgen voor scheepvaart- en luchtvaartradar, de ligging van kabels en leidingen, archeologische en cultuurhistorische waarden, en recreatie en toerisme. Ook is ingegaan op de windafvang op de bestaande windparken in België. Verder gaat dit MER in op de effecten voor de verschillende gebruiksfuncties. Indien effecten optreden, is gekeken hoe deze beperkt kunnen worden.

5.3.5 Morfologie en hydrologie

Beschreven is wat de bodemopbouw en de stabiliteit van de bodem is voor de verschillende alternatieven en hoe hiermee rekening wordt gehouden bij de keuze van de fundering en andere technische eisen van de windturbines. Ook is bekeken wat de effecten zijn van erosie, sedimentatie, geomorfologische, geohydrologische en stromingspatronen (richting en snelheid). Boven de waterspiegel gaat het vooral om de effecten van de windturbines op getijde en golfslag.

5.3.6 Landschap

De zichtbaarheid van windturbines vanaf de kust is in meerdere alternatieven gevisualiseerd en beschreven in termen van turbinegrootte, opstellingsvorm, verlichting en meteorologische omstandigheden. Daarbij is aangegeven hoeveel dagen per jaar gemiddeld het windpark, of een deel daarvan, te zien is en wat de afstanden zijn van het windpark tot de diverse kustplaatsen in zowel Nederland als België.

5.4 Effectbeoordeling en mitigerende maatregelen

5.4.1 Beoordelingscriteria per milieuaspect

De omvang van het studiegebied, het gebied waarbinnen zich mogelijke effecten kunnen voordoen, verschilt per milieuaspect. Meestal is het studiegebied groter dan het plangebied, waar zich de voorgenomen activiteit afspeelt. De referentiesituatie, inclusief autonome ontwikkeling, fungeert als referentie voor de beoordeling van de effecten. De effectbeschrijving is waar mogelijk en zinvol kwantitatief onderbouwd. Indien het niet mogelijk was om de effecten te kwantificeren, zijn de effecten kwalitatief beschreven.

Naast blijvende effecten is ook aandacht besteed aan tijdelijke en/of omkeerbare gevolgen. Dit betreft met name de bouw van de windparken (zoals geluid door aanlegwerkzaamheden) en alle bijbehorende voorzieningen, zoals de aanleg van kabels. Ook is, waar zinvol, aangegeven of cumulatie met andere plannen en/of projecten kan optreden. Cumulatie is ook een onderdeel van de Passende Beoordelingen.

De effecten zijn per milieuaspect beschreven aan de hand van beoordelingscriteria. In tabel 5.5 staat per milieuaspect welke criteria zijn gebruikt en de wijze waarop de effecten zijn beschreven en beoordeeld (kwantitatief en/of kwalitatief).

Tabel 5.5 Beoordelingscriteria per milieuaspect

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Elektriciteitsopbrengst	- Elektriciteitsopbrengst - CO_2-emissie reductie - SO_2-emissie reductie - NO_2-emissie reductie	- Kwantitatief in MWh/jaar en ton/jaar
Vogels	*Aanleg windpark (constructiefase)* - Verstoring aanleg fundering - Verstoring door scheepvaart	- Aantal verstoorde vogels
	Gebruik windpark (operationele fase) Lokaal verblijvende niet-broedvogels - Aanvaringsrisico - Barrièrewerking - Habitatverlies - Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	- Aantal vogelslachtoffers - Aantal kilometers omvliegen - Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers[20] - Aantal verstoorde vogels
	Broedende kolonievogels - Aanvaringsrisico - Barrièrewerking - Habitatverlies - Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	- Aantal vogelslachtoffers - Aantal kilometers omvliegen - Aantal km^2 van het foerageergebied - Aantal verstoorde vogels
	Vogels op seizoenstrek - Aanvaringsrisico - Barrièrewerking - Habitatverlies - Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	- Aantal vogelslachtoffers - Aantal kilometers omvliegen - Aantal km^2 van het foerageergebied - Aantal verstoorde vogels
	Verwijdering windpark - Verstoring door verwijderen ka-	- Aantal verstoorde vogels

[20] Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold et al, 2015) is afgesproken om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een additionele sterfte van 10% als gevolg van habitatverlies aan te houden.

	bels	
Vleermuizen	- Aanvaringsrisico - Barrièrewerking - Habitatverlies - Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase).	- Aantal vleermuisslachtoffers - Aantal vleermuizen dat moet omvliegen - Concentratie van vleermuizen
Onderwaterleven	*Bodemdieren en vissen* Aanleg - vertroebeling, habitatverlies, geluid/trillingen - fysieke aantasting Gebruik - trillingen - straling Verwijdering - als aanlegfase	- Verandering in aantal soorten - Aanwas substraatsoorten - Dichtheid per m2 - Dichtheid en effect op beschermde soorten
	Zeezoogdieren Aanleg - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen - Fysieke aantasting Gebruik - Verstoring door geluid en trillingen turbines - Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud) Verwijdering - Idem aanleg	- Verstoord oppervlak (km2) - Aantal verstoorde dieren - Tijdsduur van de verstoring - Aantal aangetaste dieren
Scheepvaart en veiligheid	*Veiligheid* - Kans op aanvaring en aandrijving - Gevolgschade van aanvaring en aandrijving *Scheepvaart* - Wijziging in routestructuur - Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	- Kwalitatief en kwantitatief
Overige gebruiksfuncties	- Visserij - Olie- en gaswinning - Luchtvaart - Zand-, grind- en schelpenwinning - Baggerstort - Scheeps- en luchtvaartradar - - Kabels en leidingen - Telecommunicatie - - Munitiestortgebieden en militaire gebieden - Recreatie en toerisme - - Cultuurhistorie en archeologie - Mosselzaadinvanginstallaties - Windparken	- Beperking visserij - Beperkingen olie- en gaswinning - Interferentie burgerluchtvaart - Interferentie militaire luchtvaart - Interferentie kustwacht - Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning - Beperkingen baggerstortgebieden - Schaduwwerking - Multipath / Bouncing - Interferentie kabels en leidingen - Verstoring kabelverbindingen - Verstoring straalpaden - Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden - Beperkingen recreatievaart - Beperkingen kustrecreatie - Aantasting archeologische resten - Beperkingen mosselzaadinvangsinstallaties - Beïnvloeding windparken

Geologie en hydrologie	- Effect op golven - Effect op waterbeweging (waterstand/stroming) - Effect op waterdiepte en bodemvormen - Effect op bodemsamenstelling - Effect op troebelheid en waterkwaliteit - Effect op sedimenttransport - Effect op kustveiligheid	- Kwalitatief en kwantitatief
Landschap	- Zichtbaarheid in percentage van de tijd - Interpretatie zichtbaarheid a.d.h.v. fotovisualisaties	- Kwalitatief (op basis van fotovisualisaties) en kwantitatief (% zichtbaarheid in de tijd)

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, zijn deze op basis van een + / - schaal beoordeeld ten opzichte van het nul-alternatief. Hiervoor is de in tabel 5.6. weergegeven beoordelingsschaal gehanteerd.

Tabel 5.6 Scoringsmethodiek

Score	Oordeel ten opzichte van de referentiesituatie (nulalternatief)
--	Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering
-	Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering
0	Het voornemen onderscheidt zich niet van de referentiesituatie
+	Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering
++	Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering

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

In de Passende Beoordelingen zijn effecten gekwantificeerd om uitspraken te kunnen doen over het al dan niet optreden van significante effecten.

5.5 Cumulatie

De effecten van kavels I en II zijn onderzocht op relevante aspecten zoals ecologie en scheepvaartveiligheid. Hierbij speelt ook de draagkracht van het gebied een rol: hoeveel windturbines kunnen geplaatst worden in het gehele windenergiegebied Borssele gezien milieu, ecologie en andere belangen? Het is van belang om deze vraag te beantwoorden voor het gebied in zijn geheel, naast voor de twee nu uit te geven kavels. Er is ook gekeken naar andere toekomstige activiteiten. Zo wordt voorkomen dat achteraf blijkt dat de beschikbare fysieke of milieuruimte van het gehele gebied of zelfs van alle aangewezen gebieden door de eerste twee kavels is gebruikt.

De milieueffecten die gepaard gaan met de voorgenomen activiteiten kunnen cumuleren met de effecten van andere plannen, projecten en handelingen. Het is van belang om goed af te bakenen welke plannen, projecten en handelingen meegenomen zijn in de cumulatie. In ieder geval dient het te gaan om plannen, projecten en handelingen die leiden tot relevante effecten, dat wil zeggen effecten die samen met de effecten die optreden bij de voorgenomen activiteiten leiden tot een groter totaaleffect.

Kader Ecologie en Cumulatie

Voor het onderdeel cumulatie wordt eveneens gebruik gemaakt van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC; Leopold *et al*. 2015) dat het Rijk heeft opgesteld conform de beschrijving in de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)). In dit afwegingskader wordt dieper ingegaan op de cumulatieve ecologische effecten en de mitigerende maatregelen. Het doel is aan te geven hoe cumulatieve ecologische effecten beter en eenduidiger in beeld moeten worden gebracht. Dit kader moet worden toegepast bij besluitvorming over de benutting en begrenzing van toekomstige windparken binnen de aangewezen windenergiegebieden.

Een nevendoel is het ontwikkelen van een algemener kader voor het omgaan met cumulatieve effecten, waarmee ook andere ingrepen beoordeeld kunnen worden en waarmee sturingsmogelijkheden in beeld komen. Daarnaast zal ook internationale afstemming gezocht worden voor de gehanteerde benadering. Deze invulling valt echter buiten het op dit moment al beschikbare kader.

Aan de hand van dat toetsingskader zal bij het nemen van ruimtelijke besluiten voor windenergie op zee, zoals de toekomstige aanwijzing van windenergiegebieden en kavelbesluiten, worden beoordeeld of kan worden uitgesloten dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken en andere activiteiten, significante effecten op de ecologie zal hebben. Om eventueel optredende significante effecten te voorkomen, kunnen voorschriften worden opgenomen in de kavelvoorwaarden. In het uiterste geval kunnen locaties worden uitgesloten voor verdere ontwikkeling. Bij de ontwikkeling van het kader zijn relevante partijen (windparkontwikkelaars en natuurorganisaties) betrokken. Het kader wordt meegenomen in de actualisatie van het NWP en de bijbehorende Beleidsnota Noordzee.

Overigens hoeven niet alle denkbare plannen, projecten en handelingen in cumulatie voor dit MER en de Passende Beoordelingen beschouwd te worden. Alleen wanneer voldoende zeker is dat deze plannen, projecten en handelingen zich feitelijk (gaan) voordoen en er duidelijke stappen zijn gezet in de realisatie van de betreffende plannen, projecten en handelingen, dienen zij in cumulatie beschouwd te worden. Plannen, projecten en handelingen die onzeker zijn en pas op termijn concreet doorgevoerd gaan worden, zullen tegen die tijd rekening moeten houden met het onderhavige voornemen, en niet andersom.

Voor de effectberekeningen in het KEC is echter besloten de gehele routekaart als uitgangspunt te nemen voor de cumulatieve effectbeoordeling bij de voorbereiding van de eerste kavelbesluiten. De reden hiervoor is dat de laatste kavelbesluiten in ieder geval wel met de voorafgaande kavelbesluiten rekening zullen moeten houden. Daarom wordt er hier naar gestreefd om de totale cumulatie zo goed mogelijk in beeld te brengen, zodat de kans zo groot mogelijk gemaakt wordt om de routekaart te voltooien zonder belemmeringen als gevolg van het mogelijk optreden van cumulatieve effecten. Tevens wordt hiermee uitwerking gegeven aan het commentaar van de Commissie MER op de Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee. In de doorrekening van het SER-akkoord zijn dus alle toekomstige parken tot 2023 meegenomen.

Andere windparken

Belangrijk om te beschouwen in cumulatie zijn de effecten van andere windparken die nationaal en internationaal gerealiseerd zijn en gaan worden. Het maken van onderscheid tussen windparken die alleen beleidsmatig zijn aangegeven en windparken die daadwerkelijk gerealiseerd gaan worden, is daarbij lastig. Dit is echter wel essentieel om te komen tot een realistische inschatting van de cumulatieve effecten. Het meenemen van alle mogelijke windparken, ook die waarvan de realisatie nog erg onzeker is, zal al snel leiden tot een grote overschatting van cumulatieve effecten. Centraal bij het maken van een schifting in de wel en niet mee te nemen windparken zal de mate van concreetheid (bijvoorbeeld wel of niet vergund) van het betreffende windpark zijn. Voor dit MER is daarom een inventarisatie gemaakt welke parken, zowel nationaal als internationaal, operationeel zijn en tot de periode december 2023 gebouwd worden. Dit resulteert in een onderbouwd overzicht van te beschouwen parken.

Zoals aangegeven in paragraaf 5.2.5 bij het beschrijven van de autonome ontwikkeling, is in de routekaart voor windenergie op zee (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)) aangegeven dat vergunningen voor windparken waarvoor geen subsidie is verleend komen te vervallen bij de inwerkingtreding van de Wet windenergie op zee. Daarom zijn deze niet in de cumulatie meegenomen.

Mitigerende maatregelen

Bij het onderzoeken van de effecten van de invulling van de bandbreedte voor elk aspect (zie tabel 5.3) ontstaat inzicht in de effecten per aspect. Voor elk aspect is vervolgens nagegaan of

mitigerende maatregelen denkbaar zijn om de omvang van het effect te verminderen of teniet te doen.

Het MER dient niet alleen vanuit een *worst case* benadering vast te stellen wat de maximale effecten van een opstelling binnen de bandbreedte is, maar ook informatie te leveren over de minimale effecten en de mogelijkheden om tot een optimale invulling te komen. Het is immers goed denkbaar dat een enigszins minder ruime bandbreedte op een bepaald aspect aanzienlijk minder milieueffecten zal veroorzaken. Door dit te onderzoeken geeft het MER de informatie die nodig is om de milieueffecten op een volwaardige manier mee te wegen bij het nemen van het kavelbesluit.

Welke mitigerende maatregelen uiteindelijk worden overgenomen in het voorkeursalternatief (= de bandbreedte die in het kavelbesluit wordt verankerd) wordt bepaald op basis van de milieueffecten, mogelijke maatregelen en andere overwegingen, bijvoorbeeld van beleidsmatige, economische of praktische aard. Zie hiervoor ook paragraaf 5.2.6, voorkeursalternatief.

6 Vogels en vleermuizen

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de mogelijke effecten voor vogels en vleermuizen. Het hoofdstuk maakt gebruik van informatie van het rapport dat door Bureau Waardenburg is opgesteld en dat in bijlage 2 is opgenomen. Dit hoofdstuk is te beschouwen als een samenvatting van het rapport van Bureau Waardenburg, voor meer informatie en achtergronden wordt verwezen naar dit rapport.

In paragraaf 6.2 wordt beschreven welke alternatieven worden beschouwd in dit hoofdstuk. Paragraaf 6.3 geeft het kader voor de beoordeling weer. Paragraaf 6.4 geeft een beschrijving van de huidige situatie en autonome ontwikkeling, waarna in paragraaf 6.5 de effectbeschrijving aan bod komt. Vervolgens komen in respectievelijk paragraaf 6.6, 6.7 en 6.8 de conclusie, cumulatie en mitigerende maatregelen aan de orde.

De toetsing aan de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet 1998) en de Flora- en faunawet (Ffwet) gebeurt in respectievelijk bijlage 8 (Passende Beoordeling) en in bijlage 7.

6.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte

Per kavel worden windparken met een minimale capaciteit van 350 MW gebouwd. Ontwikkelaars kunnen in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavels worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbinetypes (tabel 6.1). Deze specificaties garanderen een *worst case* benadering van effecten. Daarbij gaat het met name om het verschil in rotordiameter (minimum 100 en maximum 221 meter) en het verschil in aantal turbines (minimaal 35 en maximaal 117 turbines).

Tabel 6.1 kenmerken van de te onderzoeken alternatieven voor vogels en vleermuizen

Alternatief	Turbine vermogen	Aantal turbines	Indicatief MW	Turbine tiplaagte	Ashoogte	Rotordiameter	Tussenruimte	Oppervlakte van kavel I	Oppervlakte van kavel II
1	3 MW	117	351	25	75	100	401 m	63,5 km^2	60 km^2
2	3 MW	117	351	25	85,5	121	401 m	63,5 km^2	60 km^2
3	10 MW	35	350	30	140,5	221	732 m	63,5 km^2	60 km^2

Uitgangspunt is dat de turbines driebladig zijn, zoals de gangbare techniek momenteel is. Om ook het effect van tweebladige turbines in beeld te brengen, wordt ook een paragraaf specifiek aan tweebladige turbines besteed.

6.3 Beoordelingskader

De beoordeling van effecten van de verschillende alternatieven (§6.2) 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 configuratie (exclusief kabeltracés). 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 het voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

Naast dat windparken effecten op vogels hebben in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig hoofdstuk worden de effecten van drie windparkalternatieven in windenergiegebied Borssele behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Er wordt onderscheid gemaakt in drie groepen vogels:

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

Ook wordt het effect beschouwd op vleermuizen tijdens de aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase.

Tabel 6.2 Beoordelingskader vogels en vleermuizen

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
VOGELS	
Aanleg windpark (constructiefase)	
- Verstoring aanleg fundering	- Aantal verstoorde vogels
- Verstoring door scheepvaart	- Aantal verstoorde vogels
Gebruik windpark (operationele fase)	
Lokaal verblijvende niet-broedvogels	
- Aanvaringsrisico	- Aantal vogelslachtoffers
- Barrièrewerking	- Aantal kilometers omvliegen
- Habitatverlies	- Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers[21]
- Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	- Aantal verstoorde vogels
Broedende (kolonie)vogels	
- Aanvaringsrisico	- Aantal vogelslachtoffers
- Barrièrewerking	- Aantal kilometers omvliegen
- Habitatverlies	- Aantal km^2 van het foerageergebied
- Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	- Aantal verstoorde vogels
Vogels op seizoenstrek	
- Aanvaringsrisico	- Aantal vogelslachtoffers
- Barrièrewerking	- Aantal kilometers omvliegen
- Habitatverlies	- Aantal km^2 van het foerageergebied
- Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	- Aantal verstoorde vogels
Verwijdering windpark (verwijderingsfase)	
- Verstoring door verwijderen kabeltracé	- Aantal verstoorde vogels
- Verstoring door scheepvaart	- Aantal verstoorde vogels

[21] Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold et al, 2015) is afgesproken om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een additionele sterfte van 10% als gevolg van habitatverlies aan te houden.

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
VLEERMUIZEN	
- Aanvaringsrisico	- Aantal vleermuisslachtoffers
- Barrièrewerking	- Aantal vleermuizen die moet omvliegen
- Habitatverlies	- Aantal km2 van het foerageergebied
- Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase)	- Concentratie van vleermuizen

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit de volgende tabel gehanteerd.

Tabel 6.3 Scoringstabel voor effecten

Score	Effect	Gevolgen
++	Sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ffwet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (Nbwet 1998).
+	Positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ffwet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (Nbwet 1998).
0	Neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ffwet) of effecten op doelen van beschermde gebieden (Nbwet 1998).
-	Negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ffwet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nbwet 1998) zijn mogelijk.
--	Sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ffwet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nbwet 1998) zijn waarschijnlijk.

6.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in het windenergiegebied Borssele zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden/aantallen en hoe ze het gebied gebruiken. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlands deel van de Noordzee inclusief windenergiegebied Borssele.

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens van boottellingen op het Belgische deel van de Noordzee (b.v. Vanermen et al, 2013);
- Negen vliegtuigtellingen die in het windenergiegebied Borssele zijn uitgevoerd in 2010-2011 (Poot et al, 2011);
- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998).

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 in omringende landen en van verder oostelijk levende populaties.

6.4.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

In de volgende tabellen worden de maandelijks getelde dichtheden (aantallen per km^2) weergegeven voor de verschillende soorten en soortgroepen en de verschillende bronnen (scheepstellingen (Vanermen et al, 2013), vliegtuigtellingen (Poot et al, 2011) en vliegtuig- en scheepstellingen (MWTL/ESAS)).

Tabel 6.4 *Maandelijkse dichtheden van vogels nabij het Kavel Borssele met een onderscheid tussen de periode voor de bouw van de Belgische windparken Belwind en C-Power en daarna, geteld vanaf schepen (b.v. Vanermen et al. 2013).*

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
roodkeelduiker	0,00	0,02	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02
parelduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
duiker spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geoorde fuut / kuifduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,38	0,76	0,08	0,12	0,24	0,03	0,20	0,00	2,03	1,45	0,49	0,83	0,00	0,04	0,01	0,03	0,30	0,08	0,04	0,00	0,00	0,07	0,03	0,00	0,55
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vale pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	1,12	1,57	0,45	0,07	0,09	0,48	0,30	0,06	3,83	2,20	1,69	0,24	0,11	0,56	0,71	0,16	0,07	0,10	0,11	0,14	0,19	0,71	0,72	0,14	1,01
aalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
rotgans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
bergeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
krakeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
zwarte zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meerkoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
goudplevier	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
wulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
regenwulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote jager	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,15	0,00	0,03	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02	0,04	0,02	0,07	0,01	0,01	0,03
middelste jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,07	0,08	0,03	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
jager spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kokmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
stormmeeuw	7,85	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,76	1,55	0,33	0,21	0,78	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,10	0,01	4,53	0,88
zwartkopmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geelpootmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine mantelmeeuw	0,24	0,53	2,86	12,21	16,87	0,96	2,08	0,08	0,12	0,14	0,22	0,02	0,08	2,11	3,39	5,70	3,46	3,47	0,70	0,67	0,76	0,16	0,01	0,14	3,03
zilvermeeuw	3,30	0,42	0,00	0,03	0,14	0,03	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,49	0,11	1,02	0,18	0,20	0,16	0,04	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,80	0,37
grote mantelmeeuw	10,34	1,11	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,14	0,04	0,30	6,62	7,21	0,55	0,36	0,21	0,05	0,00	0,01	0,01	0,04	0,21	0,17	0,22	2,56	2,15
mantelmeeuw spec.	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
dwergmeeuw	0,59	0,18	0,90	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,24	0,14	0,05	0,14	1,25	1,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,17	0,21	0,29
drieteenmeeuw	0,89	1,01	0,08	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	2,45	7,53	6,69	1,05	1,68	1,73	0,06	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,68	1,30	9,64	1,58
grote / kleine burgemeester	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote meeuw spec.	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meeuw spec.	0,00	10,84	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91

Vervolg tabel 6.4

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
visdief	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,04	0,58	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,03	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
visdief / noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote stern	0,00	0,00	0,03	0,17	0,00	0,00	0,11	0,60	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,29	0,08	0,09	0,25	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,08
zwarte stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
alk	0,61	0,67	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,80	0,56	1,55	1,63	1,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,13	0,77	0,40	0,55
zeekoet	5,26	1,13	1,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,03	6,41	3,68	3,19	1,29	0,50	0,04	0,03	0,00	0,01	0,00	0,03	0,61	1,11	1,59	1,67
alk / zeekoet	0,00	0,13	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,09	0,23	0,36	0,23	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,05	0,17	0,08
papegaaiduiker	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
graspieper	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
witte kwikstaart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
merel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
koperwiek	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
kramsvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
zanglijster	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
zangvogel spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spreeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	1,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,16
kneu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vink	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

Tabel 6.5 Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (Poot et al. 2011).

soort/soortgroep	mei	jul	aug	sep	okt	nov	jan	feb	apr	gem.
duikers	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,07	0,00	0,02
noordse stormvogel	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
jan-van-gent	0,00	0,13	0,78	0,21	0,30	1,51	0,00	0,39	0,00	0,37
dwergmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,31	4,37	0,54
drieteenmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,05	0,06	0,98	0,37	0,72	0,00	0,24
stormmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,47	0,17	0,14	0,00	0,20
kleine mantelmeeuw	0,65	1,37	0,26	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21	0,84
zilvermeeuw	0,03	0,10	0,00	0,00	0,02	0,28	0,32	0,20	0,04	0,11
grote mantelmeeuw	0,00	0,00	0,07	0,12	0,05	1,41	0,25	0,52	0,00	0,27
grote meeuwen	0,62	1,25	0,51	0,32	0,72	1,01	0,54	1,05	5,27	1,25
grote stern	0,24	0,52	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,20
zeekoet	0,00	0,04	0,01	0,10	0,01	0,26	0,42	3,57	0,01	0,49
alk	0,00	0,03	0,01	0,14	0,01	0,48	1,63	5,89	0,03	0,91
alk/zeekoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,38	0,11	0,00	0,07

Tabel 6.6 Geinterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (MWTL) en schepen (ESAS).

soort/soortgroep	dec/jan	feb/maa	apr/mei	jun/jul	aug/sep	okt/nov	Gem.
duikers	0,13	0,27	0,22	0,00	0,00	0,04	0,11
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,28	0,24	0,56	0,89	0,42	0,41	0,47
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	0,20	0,49	0,36	0,31	0,36	3,32	0,84
aalscholver	0,05	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
eider	0,22	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
zwarte zee-eend	0,63	0,15	0,02	0,00	0,00	0,02	0,14
grote zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kleine jager	0,02	0,00	0,00	0,01	0,05	0,01	0,01
grote jager	0,01	0,01	0,00	0,04	0,06	0,02	0,02
dwergmeeuw	0,07	0,19	0,40	0,01	0,04	0,15	0,15
kokmeeuw	0,00	0,09	0,00	0,02	0,06	0,01	0,03
stormmeeuw	0,77	0,52	0,11	0,02	0,06	0,77	0,38
kleine mantelmeeuw	0,07	0,48	7,28	4,45	2,74	0,26	2,55
zilvermeeuw	0,34	0,64	0,25	0,21	0,08	0,57	0,35
grote mantelmeeuw	0,61	0,38	0,07	0,04	0,24	0,97	0,39
drieteenmeeuw	2,00	2,44	1,24	1,46	0,44	3,17	1,79
grote stern	0,00	0,00	0,41	0,09	0,20	0,00	0,12
visdief/noordse stern	0,01	0,01	0,81	0,17	1,69	0,00	0,45
dwergstern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
zeekoet	1,45	0,95	0,53	1,04	0,60	1,53	1,02
alk	0,24	0,35	0,04	0,31	0,02	0,31	0,21
kleine alk	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
papegaaiduiker	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01

6.4.2 Broedende (kolonie) vogels

Binnen de begrenzing van het plangebied broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Per soort wordt in de volgende tabel aangegeven of de soort in dit MER in aanvaring kan komen met windturbines in het kavel qua vlieghoogte of afstand tot de broedplaats (incidentele exemplaren die een grotere foerageerafstand hebben daargelaten). Voor de onderbouwing wordt verwezen naar bijlage 2, waar de vraag wordt beantwoord of het relevant is voor de soort aanvaringsslachtoffers te berekenen of dat de aanwezigheid van de kolonie-soort te verwaarlozen is (in het kader van de Nbwet 1998). Het gaat hier om kolonievogels en niet om vogels tijdens seizoenstrek.

Tabel 6.7 Kolonievogels die beschermd zijn in het kader van de Nbwet 1998 en bereik in verband met potentie van aanvaring met windturbines

Soort	Kan de soort in aanraking komen met turbines in kavel?	Relevant om aanvaringsslachtoffers van de kolonievogels te bepalen in het kader van de Nbwet 1998?
Jan-van-gent	Nee	Nee
Aalscholvers	Nee	Nee
Noordse stormvogel	Ja, maar ze vliegen vrijwel uitsluitend vlak boven het wateroppervlak	Nee
Drieteenmeeuw	Nee	Nee
Kokmeeuw	Nee	Nee
Stormmeeuw	Ja, maar kolonie bij Neeltje Jans heeft geen beschermde status	Nee
Kleine mantelmeeuw	Ja	Ja
Zilvermeeuw	Ja, maar soort heeft een kustgebonden verspreiding en hebben naar verwachting geen regelmatige vluchten door het kavel en kolonies hebben geen beschermde status	Nee
Grote mantelmeeuw	Ja, maar het betreft zeer kleine aantallen uit gemengde meeuwenkolonies	Nee
Dwergstern	Nee	Nee
Noordse stern	Nee	Nee
Visdief	Nee	Nee
Grote stern	Ja	Ja
Zeekoet	Nee	Nee
Alk	Nee	Nee

In het kader van de Ffwet worden ook aanvaringslachtoffers berekend, zie bijlage 7.

6.4.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Soortenspectrum

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, LWT/SOVON 2002, Exo et al 2002, Krijgsveld et al 2011, Hill et al 2014). In de volgende tabel zijn de belangrijkste soorten opgenomen voor Borssele.

Tabel 6.8 Overzicht van de meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied Borssele

Soort	Voorkomen*	Vliegrichting**	Vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+

grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^

kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
grote stern	3	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-

bv. rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier

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

vink	1	2/3	-

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

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

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

Vliegintensiteit

Wat betreft vliegintensiteit (aantal vogels die per tijdseenheid passeren) van zee- en kustvogels kan op basis van scheepstellingen in het aangrenzende Belgische deel gesteld worden dat deze ongeveer hetzelfde is over de gehele lengte van windenergiegebied Borssele en er geen verdichtingen van trekstromen optreden. Voor landvogels is in onderstaande tabel een schatting gegeven van de flux (aantal vogels dat passeert). Aangezien geen lokale fluxmetingen zijn gedaan zijn gegevens over de flux bij OWEZ de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele.

Tabel 6.9 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km die trekken door windenergiegebied Borssele op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld op basis van visuele waarnemingen door Krijgsveld et al. (2011) rond OWEZ. Hiervoor is uitgegaan van de rotorgrootte van OWEZ en voor zangvogels voor de drie rotorgrootte's van Borssele.

		Aantalsschattingen per strekkende kilometer			
Soortgroep	**Fractie van totale flux op OWEZ**	**OWEZ**	**Borssele V1**	**Borssele V2**	**Borssele V3**
ganzen en zwanen	0,007	~2.000	idem	idem	idem
eenden	0,004	~400	idem	idem	idem
reigers	0,001	~400	idem	idem	idem
roofvogels en uilen	0,0004	~200	idem	idem	idem
steltlopers	0,003	~500	idem	idem	idem
zangvogels overdag	0,15	~17.000	~18.000	~21.000	~28.000
zangvogels nacht	1	~90.000	~96.000	~109.000	~146.000
zangvogels totaal		~107.000	~114.000	~129.000	~174.000

Vliegrichtingen

In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land naar 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. In bijlage 2 is voor de verschillende groepen trekvogels de vliegrichting onderscheiden.

Vlieghoogtes

Van trekkende zee- en kustvogels is bekend dat ze in grote aantallen op lage hoogten vliegen (onder 100 meter, maar meestal veel lager), maar ook is bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van offshore windturbines blijven.

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. Zangvogels en steltlopers vliegen op gunstige dagen 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. Gemiddeld genomen vliegt ongeveer 20% van het totale volume aan trek op een hoogte van

rond 100 m (rotorhoogte van een turbine); dit zijn vooral zangvogels en dan vooral in de nacht (Krijgsveld et al. 2011).

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 Borssele lopen. In bijlage II van bijlage 2 zijn de relevante kaarten omtrent hoofdmigratieroutes uit Lensink & van der Winden (1997) opgenomen. Kort samengevat kunnen de volgende globale trekpatronen over het plangebied onderscheiden worden:

- Seizoenstrek van vogels (zangvogels, watervogels, zeevogels) die van noordelijke/oostelijke broedgebieden in Scandinavië/Siberië naar zuidelijke/zuidwestelijke overwinteringsgebieden vliegen en in het voorjaar vice versa;
- Seizoenstrek van vogels die van noordelijke/oostelijke broedgebieden in Scandinavië en Siberië naar westelijke overwinteringsgebieden op de Britse eilanden vliegen en in het voorjaar weer terug;
- 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.

6.4.4 Vleermuizen

Lokale vleermuizen
De maximale foerageerafstand vanaf de kust van de soorten watervleermuis, rosse vleermuis en meervleermuis ligt onder de 10 kilometer en gezien de afstand van het windenergiegebied Borssele tot de kust is uitgesloten dat er in het windenergiegebied foerageervluchten worden gemaakt.

Vleermuizen tijdens seizoenstrek
Lange-afstand migratie is voor de rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis goed gedocumenteerd. 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 deze soorten (o.a. Fleming & Eby 2003).

In de periode tussen 1988 en 2007 werden 34 vleermuizen geregistreerd op offshore platforms in de Noordzee, in 76% van de gevallen ruige dwergvleermuis, en deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten bij windparken in de Noordzee. Echter, in sommige offshore windparken in de Noordzee, zoals PAWP, werden meer dan 100 opnames van vleermuisroepjes gemaakt binnen een maand (ongepubliceerde gegevens IMARES). 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 Borssele en daarom is het voorkomen van deze soorten in het windenergiegebied Borssele zeer waarschijnlijk. Ook de meest recente metingen van IMARES/Field Company geven aan dat 95,7% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestond uit roepjes van ruige dwergvleermuizen en 2,6% van rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestond uit roepjes van tweekleurige vleermuizen (Vespertilio murinus; 1,2%) en gewone dwergvleermuizen (Pipistrellus pipistrellus; 0,5%). Rosse vleermuizen gebruiken roepjes van een lagere toon 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 waarschijnlijk nog iets lager uit dan 2,6%.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied Borssele slachtoffers van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis vallen en wordt daarom hieronder een populatieschatting van deze soorten gegeven (zie bijlage 2). Andere soorten

zijn slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee waargenomen. Aanvaringsslachtoffers van deze soorten worden daarom slechts kort behandeld in dit MER.

Tabel 6.10 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van ruige dwergvleermuizen in het windenergiegebied Borssele (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	+

Tabel 6.11 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied Borssele (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	=

Wat betreft overige vleermuissoorten is de gewone dwergvleermuis tijdens de meest recente meting van Imares/Field Company slechts een keer waargenomen op OWEZ in augustus 2013. Samen met het gegeven dat de seizoensgebonden verplaatsing meestal niet meer dan 20 kilometer bedraagt (Dietz et al, 2007) lijkt het waarschijnlijk dat de gewone dwergvleermuis slechts als dwaalgast of zeldzame bezoeker op de Noordzee waar te nemen is. De tweekleurige vleermuizen komen niet in het Verenigd Koninkrijk voor en zijn zeldzaam in België, Nederland en Denemarken. Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar alle waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008).

6.5 Effectbeschrijving

In deze effectbeschrijving wordt eerst in z'n algemeenheid ingegaan op de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen (6.5.1). Vervolgens worden de effecten op vogels tijdens de aanleg en verwijdering van windturbines in kavel II beschreven (6.5.2). In paragraaf 6.5.3 wordt ingegaan op de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers in de gebruiksfase, waarna de effecten in de gebruiksfase voor lokaal verblijvende soorten (6.5.4), kolonievogels (6.5.5) en vogels tijdens seizoenstrek (6.5.6) worden beschreven. De effecten op vleermuizen komen in paragraaf 6.5.7 aan bod en in 6.5.8 wordt ingegaan op effecten van tweebladige in plaats van driebladige turbines.

6.5.1 Algemeen

Hoofdstuk 3 in bijlage 2 beschrijft de beschikbare kennis omtrent de effecten van offshore windparken op vogels en vleermuizen. Voor meer informatie wordt naar die bijlage verwezen. In het algemeen kunnen er drie hoofdeffecten van windturbines op zee op vogels 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 verleggen hun vliegpaden om aanvaringsrisico's te vermijden. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met 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 geheel. De verstoringsafstand verschilt per soort. Dit leidt er toe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat.

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 aantrekkingseffect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat offshore locaties geen deel vormen van het lokale leefgebied van vleermuizen, is het aspect van habitatverlies ook niet aan de orde.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen tijdens de ontwikkeling en het gebruik van een windpark in het windenergiegebied Borssele:

- **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 offshore windturbines 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 Borssele 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 6.12. 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 Borssele. 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 6.12 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar gedrag van vogels mbt offshore windturbines.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	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.
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 rotor hoogte.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw en alkachtigen. Aantrekking van aalscholvers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.

De volgende effecten treden op, die in hoofdstuk 3 van bijlage 2 verder zijn beschreven (hierbij zijn de effecten dermate algemeen dat hier nog geen onderscheid gemaakt is in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek). Onderscheid wordt gemaakt in effecten op vogels (tabel 6.13) en vleermuizen (tabel 6.14).

Tabel 6.13 Algemene effecten van windturbines op vogels.

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
Aanvaringen	Constructiefase	• Met name in het donker komen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten zoals turbines en stilliggende schepen voor. Het gaat hierbij om incidenten en totale aantallen slachtoffers zijn klein en worden derhalve niet verder onderzocht; • De permanente aanwezigheid van schepen en dus verlichting trekt vogels aan, waardoor deze gedesoriënteerd raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn voor alle platforms (cumulatief), echter anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1% norm van de natuurlijke sterfte, die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde (Bruynzeel *et al.* 2009).
	Operationele fase	• Vogels kunnen in aanvaring komen met draaiende windturbines. 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). • De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het *Extended Band Model* 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston et al. (2014). • Voor diverse parken en potentiële parken in West-Europa op zee zijn in het verleden slachtofferberekeningen gemaakt, waarbij de totale aantal-

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
		len slachtoffers uiteenlopen tussen de tientallen en tienduizenden aanvaringen per windpark per jaar, mede afhankelijk van de gehanteerde berekeningsmethode. Het geeft een bandbreedte weer.
	Verwijderingsfase	• Dezelfde effecten als bij de constructie zijn te verwachten (aanvaringen met (verlichte) schepen).
Barrière-werking	Constructiefase	• Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niets 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. Het gaat daarbij echter om slechts een fractie van het doorvliegoppervlak en is derhalve niet relevant bij de verdere effectbepaling.
	Operationele fase	• Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark offshore 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). Zie verder ook bijlage 2. • 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. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. • De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden 2010) en in deze rapportage als verwaarloosbaar worden gekwalificeerd. • 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. Informatie over uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers.
	Verwijderingsfase	• Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niets bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele uitwijking van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase afneemt door het afnemende aantal nog te verwijderen turbines.
Habitat-verlies	Constructiefase	• Over verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een offshore windpark zijn momenteel geen aparte publicaties van onderzoeken 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 verstorende werking heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer et al. 2011). Het verstorende effect van boten voor de constructie van het windpark 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 habitatverlies tijdens de bouw van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door heigeluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). • Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw van Robin Rigg in het Ver-

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
		enigd 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).
	Operationele fase	• Geluid: o Tijdens de operationele fase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. 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 van o.a. wind en scheepvaart (Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014) en daarom wordt dit effect verder niet onderzocht. o 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 onderwatergeluid of veroorzaakt wordt door andere factoren is onbekend. • Aanwezigheid turbines o De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. o Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). o Er zijn in verschillende landen onderzoeken beschikbaar over de effecten van windturbines op de aanwezigheid van vogels. Zo zijn in recent empirisch onderzoek in twee offshore windparken in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, 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). • Aanwezigheid van boten, mensen en materieel o Habitatverlies kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten en vervolgens tijdens onderhoud. 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). • Aantrekking in plaats van habitatverlies o Onderzoek aan offshore windparken heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn (zoals Petersen et al. 2006).
	Verwijderingsfase	• De effecten van verstoring gedurende de verwijderingsfase zullen 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.
Indirecte	Constructiefase	• Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
effecten		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.
	Operationele fase	• Momenteel is het gebruikelijk dat visserij wordt geweerd uit offshore windmolenparken. 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. • Andere mogelijke indirecte effecten van offshore windturbines 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.
	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 mocht een visserijverbod worden opgeheven zou dit weer teniet kunnen worden gedaan. Echter wereldwijd is nog nooit een offshore turbine verwijderd, en is dus ook geen praktijk ervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep.

Tabel 6.14 Algemene effecten van windturbines op vleermuizen.

Fase van het windpark	Effecten
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.
Operationele fase	• Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit door aanvaring 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). • Vanwege de overwegend aantrekkende werking van windturbines op vleermuizen speelt verstoring geen rol. • Vanwege de overwegend aantrekkende werking van windturbines op vleermuizen speelt barrièrewerking geen rol. • Omdat offshore locaties geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, speelt habitatverlies voor vleermuizen geen rol.

Fase van het windpark	Effecten
	• 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. • Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid lager dan 5 meter per seconde), warme en droge nachten in augustus en september. • De twee vleermuissoorten die verwacht kunnen worden in het windenergiegebied Borssele (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. De intensiteit van vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten op offshore locaties. Het beperkt aantal metingen met *batdetectors* laat een grote variatie in activiteitsniveaus zien.
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.

6.5.2 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

In deze paragraaf worden effecten op de te onderscheiden soortgroepen (lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek) apart beschreven als dit onderscheidend is.

Aanleg funderingen
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 twee 3 MW alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een groter negatief effect ten opzichte van de referentiesituatie dan het 10 MW alternatief met het kleinste aantal turbines (zie bijlage 2 waarin wordt uitgelegd waarom deze twee alternatieven worden beschouwd). De alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de omvang van de negatieve effecten in alle gevallen klein is.

Verwijdering funderingen
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. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Toegenomen scheepvaart
Ook zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen, tijdens zowel aanleg als verwijdering van het windpark. Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor de geluid-gevoelige vogels, maar is het waarschijnlijker dat verstoring door de bijbehorende boten e.d. optreedt. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Tabel 6.15 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
Verwijderingsfase			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-

6.5.3 Effecten tijdens gebruiksfase: vogelslachtoffers door aanvaringen

In dit MER is het *Extended Band Model* (Band 2012) gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen (even los van de indeling in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels tijdens seizoenstrek). In bijlage 2 wordt de theorie achter dit model nader toegelicht en worden de verschillende rekenstappen verder behandeld. Aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013). Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode (tussen 2003 – 2013, waarbij de eerste turbines in 2009 verschenen in de Belgische zee) en in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. Hiermee geven ze het meest realistische beeld van de huidige situatie in windenergiegebied Borssele.

Jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor de drie alternatieven in windenergiegebied Borssele zijn uitsluitend berekend voor soorten waarvan de gemiddelde jaarlijkse dichtheid boven de 0,005 vogels per vierkante kilometer bedroeg (tabel 6.16). Deze grens van 0,005 vogels per vierkante kilometer is gekozen om niet enorme tabellen met erg kleine dichtheden met vogelsoorten te krijgen. 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 Leopold et al. (2015).

Tabel 6.16 Jaarlijkse aantallen te verwachte aanvaringsslachtoffers van drie alternatieven van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. submitted) en voor een soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).

soort	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
roodkeelduiker	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	24	24	3
zwarte zee-eend	0	0	0
grote jager	0	0	0
kleine jager	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0
stormmeeuw	24	22	4
kleine mantelmeeuw	158	156	27
zilvermeeuw	18	18	3
grote mantelmeeuw	46	46	9
dwergmeeuw	4	4	1
drieteenmeeuw	7	7	1
visdief	1	1	0

grote stern	1	1	0
alk	0	0	0
zeekoet	0	0	0
alk / zeekoet	0	0	0
ganzen en zwanen	46	52	20
eenden	6	7	3
reigers	8	9	4
roofvogels en uilen	2	2	1
steltlopers	6	6	2
zangvogels	1073	1257	744
Totaal	**1424**	**1612**	**822**

6.5.4 Effecten tijdens gebruiksfase: lokaal verblijvende niet-broedvogels

Aanvaringen
De resultaten van het rekenmodel laten zien dat enkele honderden tot duizenden zeevogels per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele. Met name kleine en grote mantelmeeuwen zullen slachtoffer vallen als gevolg van aanvaringen, maar ook stormmeeuw, zilvermeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, jan-van-genten, visdief en grote stern zullen jaarlijks slachtoffer worden.

De beide alternatieven met de 3 MW turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de 10 MW turbines wordt ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de alternatieven met 3 MW turbines. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta (Bijlage in het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold et al. 2015)) over significantie met betrekking tot de Nbwet 1998 in combinatie met de grote afstand die er is tussen windenergiegebied Borssele en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn significant negatieve effecten in het kader van de Nbwet 1998 als gevolg van aanvaringen op lokale zeevogels uit te sluiten. In de PB (bijlage 8) wordt hier in meer detail op in gegaan.

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 9 van de Ffwet. In bijlage 7 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Ffwet 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.

Barrièrewerking
Lokale zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied Borssele geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Er wordt dan ook ingeschat dat barrièrewerking voor lokaal verblijvende soorten niet optreedt. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op lokale zeevogels zijn in het kader van de Nbwet 1998 dan ook uit te sluiten.

Habitatverlies
Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold et al. 2015) 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 (Bradburry *et al*. 2014). Op basis van de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 6.17).

Tabel 6.17 Aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradburry et al. 2014) op basis van maandelijkse vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en een windpark oppervlak van 60 km² voor kavel II.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km²)	opp. windpark (km²)	Berekende sterfte door habitatverlies
roodkeelduiker	0,02	60	0
noordse stormvogel	0,56	60	3
jan-van-gent	1,04	60	6
zwarte zee-eend	0,01	60	0
grote jager	0,04	60	0
kleine jager	0,02	60	0
kokmeeuw	0,01	60	0
stormmeeuw	1,20	60	7
kleine mantelmeeuw	3,53	60	21
zilvermeeuw	0,48	60	3
grote mantelmeeuw	2,18	60	13
dwergmeeuw	0,36	60	2
drieteenmeeuw	2,04	60	12
visdief	0,07	60	0
grote stern	0,12	60	1
alk	0,57	60	3
zeekoet	1,70	60	10
alk / zeekoet	0,10	60	1

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en voor alle alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag even groot is. Mocht er voor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te maken, dan is dit een beter alternatief bezien vanuit de ecologie.

In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie met betrekking tot de Nbwet 1998 zijn significant negatieve effecten in het kader van de Nbwet 1998 als gevolg van habitatverlies op lokale zeevogels uit te sluiten. In de PB (bijlage 8) wordt hier verder op in gegaan.

Indirecte effecten

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord door de draaiende windturbines. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

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 offshore 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 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, waardoor *worst case* moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op lokaal verblijvende vogels zijn in het kader van de Nbwet 1998 op voorhand uit te sluiten.

Samenvatting
In de volgende tabel is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor lokaal verblijvende vogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.18 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op lokaal verblijvende vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	-	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-

6.5.5 Effecten tijdens gebruiksfase: broedende (kolonie)vogels

Aanvaringen
Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk, blijkt dat in potentie windenergiegebied Borssele bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit kolonies die liggen binnen Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden voor deze soorten instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd als broedvogel. Voor het effect op andere soorten broedende (kolonie) vogels wordt verwezen naar bijlage 2. Voor beide soorten worden hieronder de effecten behandeld en beoordeeld.

Kleine mantelmeeuw
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels uit het Veerse Meer en Volkerrak in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. In België zijn geen kolonies kleine mantelmeeuwen beschermd in het kader van Natura 2000. Wel ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange vanuit het Engelse Natura 2000-gebied Alde, Ore, Butley Estuary.

Alleen de kleine mantelmeeuwen met GPS-loggers uit Belgisch onderzoek in Zeebrugge en vanuit de Engelse kolonie in Orford Ness bleken tot in windenergiegebied Borssele te reiken (kavel II). Van vogels uit de Nederlandse kolonie in het Volkerrak 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 Borssele verwaarloosbaar zijn. Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre deze op zee foerageren.

Uit de slachtofferberekeningen in bijlage 2 blijkt dat tijdens het broedseizoen (mei - jul) 64 (alternatief 1), 62 (alternatief 2) en 11 (alternatief 3) kleine mantelmeeuwen slachtoffer worden. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat namelijk 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 reële en veilige schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat 64*0,6 = 38 (alternatief 1), 37 (alternatief 2), en 7 (alternatief 3) slachtoffers broedende adulten zijn. Daarnaast is het zo dat niet al deze slacht-

offers afkomstig zijn uit beschermde kolonies. Op basis van foerageerrange (80 km) kunnen in totaal ongeveer 50.000 broedparen tot in windenergiegebied Borssele komen (verzamelde gegevens uit Mitchell et al. 2004, Strucker et al. 2014, ongepubliceerde INBO gegevens). Veruit de meeste hiervan komen echter niet uit Natura 2000-kolonie's in met name Nederland, maar ook in België. Vogels die broeden binnen beschermde kolonies maken hier maar ongeveer 996/50000 = 2,0% (Veerse Meer) en 1122/50000 = 2,2% (Orford Ness) van uit. Dit zorgt ervoor dat 38*0.02 = 1 (alternatief 1) slachtoffer uit het Veerse Meer afkomstig is en 37*0,02 = 1 (alternatief 2) en 7*0,02=0 (alternatief 3). Voor Orford Ness zijn de aantallen ook respectievelijk 1 en 1 en 0 slachtoffers.

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat maximaal 1 kleine mantelmeeuw van de broedkolonies in Orford Ness per jaar slachtoffer wordt van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele en 1 in de kolonie in het Veerse Meer (tabel 6.19). De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3 MW alternatieven.

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 1.122 broedparen in Orford Ness en 996 in het Veerse Meer). 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 respectievelijk 2,0 en 1,8 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 ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 6.19 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies van Orford Ness (Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary) en Veerse Meer (Natura 2000-gebied Veerse Meer), die werden gecorigeerd voor de aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies en het deel floaters in de populatie. Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

Kolonie	Indicatief aantal broedparen	Bron
Nederlandse Delta incl Europoort	37000	Strucker *et al.* 2014
Engelse kust	7000	Mitchell *et al.* 2004
Belgische kust	3800	Stienen pers. comm.
Totaal	48.000 (~50.000)	

Kolonie	instandhoudings-doelstelling	Huidige aantal broedparen	Percentage van totaal
Orford Ness	4070	1122 (2011-2012)	2,2%
Veerse Meer	590	996 (2010 – 2013)	2,0%

	Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3
	117 * 3 MW ø 100 m	117 * 3 MW ø 121 m	35 * 10 MW ø 221 m
Aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)	*64*	*62*	*11*
Totaal aantal broedende adulten als slachtoffer	*38,4*	*37,2*	*6,6*
Totaal aantal slachtoffers uit kolonies in:			
Orford Ness (1122 paren)	0,84 (1)	0,82 (1)	0,15 (0)
Veerse Meer (996 paren)	0,77 (1)	0,74 (1)	0,13 (0)

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Alde/Ore Estuary, wordt maximaal 0,42% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary uitgesloten.

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Veerse Meer, wordt met maximaal 0,43%, ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Grote sterns
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Hooge Platen in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. Vanuit België bekeken ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange van broedvogels uit de kolonie in Zeebrugge. Als *worst case* aanname zijn hier alle slachtoffers die als gevolg van windenergiegebied Borssele vallen tijdens de broedperiode (mei, jun, jul) proportioneel op basis van het aantal broedparen aan deze twee kolonies toegewezen (tabel 6.20).

Tabel 6.20 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit de kolonies van de Hooge Platen (Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe) en Zeebrugge (Natura 2000-gebied Zeehaven Zeebrugge). Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

			Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
Kolonie	**gem. # broedparen (periode)**	**instandhoudings-doelstelling**	**Alternatief 1** 117 * 3 MW ø 100 m	**Alternatief 2** 117 * 3 MW ø 121 m	**Alternatief 3** 35 * 10 MW ø 221 m
Totaal			*1*	*1*	*0*
Hooge Platen	2220 (2010-2014)	6200 (regio Delta)	0,98 (1)	0,98 (1)	0
Zeebrugge	41 (2010 – 2014)	2300	0,02 (0)	0,02 (0)	0

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat jaarlijks maximaal 1 (0-0,98) grote stern van de broedkolonie op de Hooge Platen slachtoffer zal worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele (tabel 6.20). Voor de kolonie in Zeebrugge zijn geen slachtoffers (0,02 per jaar) te verwachten. De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de populatie op de Hooge platen en Zeebrugge is respectievelijk 4,5 en 0,08 vogels (jaarlijkse adulte overleving: 0,898 (Robinson 2005) bij een huidige populaties van resp. 2.220 en 41 paren).

Voor de kolonies grote sterns op de Hooge Platen wordt maximaal 0,22% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1%-norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende grote sterns in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn uitgesloten.

Voor de kolonies grote sterns van het Natura 2000-gebied Zeebrugge, wordt met maximaal 0,22% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge zijn uit te sluiten.

De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3 MW alternatieven.

Barrièrewerking
Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een windpark in windenergiegebied Borssele 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 Borssele 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 offshore windparken en dus ook weinig extra afstand zullen afleggen. Hierdoor kan het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal worden beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Habitatverlies
Verstoring en hiermee habitatverlies van kolonievogels door een windpark in windenergiegebied Borssele zou in potentie kunnen optreden voor broedende noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvermeeuwen en grote sterns. Van deze soorten zijn alleen enkele kolonies kleine mantelmeeuwen en grote sterns beschermd in 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. Negatieve effecten van habitatverlies en daarmee aanvullende sterfte door een windpark in windenergiegebied Borssele worden dan ook niet verwacht.

Daarnaast beslaat het aandeel dat een windpark in windenergiegebied Borssele uitmaakt van het totale foerageergebied van kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit Nederlandse en Belgische kolonies in Natura 2000-gebieden een dermate klein oppervlak dat ook op basis hiervan geen significante effecten worden verwacht. Het effect van verstoring op broedvogels is dan ook als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Significante negatieve effecten door habitatverlies op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn daarmee uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark
De inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Borssele 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 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 Borssele zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals kleine mantelmeeuw. 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. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Samenvatting
In de volgende tabel is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor kolonievogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.21 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op kolonievogels.

Effecten windpark	alternatief 1	alternatief 2	alternatief 3
	117 * 3 MW ø 100 m	117 * 3 MW ø 121 m	35 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-

6.5.6 Effecten tijdens gebruiksfase: vogels tijdens seizoenstrek

Aanvaringen
Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied Borssele. 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 aanvaringsslachtoffers die vallen onder langstrekkende zeevogels zijn behandeld in §6.5.4. 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 kunnen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele. Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels (honderden tot meer dan duizend) gevolgd door enkele tientallen ganzen en zwanen. Verder kunnen nog enkele eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden.

De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3 MW alternatieven. Door de combinatie van de ongewisse herkomst van trekvogels in windenergiegebied Borssele en de relatief lage aantallen slachtoffers ten opzichte van bronpopulaties zijn significant negatieve effecten in het kader van de Nbwet 1998 als gevolg van aanvaringen op trekvogels niet uit te sluiten. In de PB (bijlage 8) wordt hier verder op in gegaan.

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 9 van de Ffwet. In bijlage 7 wordt dit verder behandeld. Ook is onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

Barrièrewerking
Op basis van literatuur en een beoordeling van het windenergiegebied Borssele is het uitgesloten dat voor trekvogels die door het windenergiegebied Borssele 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 Borssele 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 de Nbwet 1998 als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Habitatverlies
Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet in het windenergiegebied Borssele verblijven, maar er doorheen kunnen vliegen. 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 de Nbwet 1998 als gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

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 de Nbwet 1998 als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

Samenvatting
In de volgende tabel is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vogels tijdens seizoenstrek tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.22 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
Trekvogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	0	0	0

6.5.7 Vleermuizen

Aanvaringen
Op land wordt het laagste aantal slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden gevonden. 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 offshore windparken slechts een ruwe conservatieve schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar.

Verder is er geen duidelijk effect van verschil in 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 het kavel Borssele maximaal 117 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en alternatief 2 en 35 slachtoffers per jaar bij alternatief 3. 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 111 slachtoffers per jaar bij alternatief 1 en 2, en 33 slachtoffers per jaar bij alternatief 3. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 3 slachtoffers per jaar bij alternatief 1 en 2, en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffers bij alternatief 3. Bij alternatief 1 en 2 zal naar verwachting jaarlijks maximaal 1 tweekleurige vleermuis als slachtoffer vallen en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffers bij alternatief 3. Van gewone dwergvleermuizen zullen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers vallen. Hiermee worden de effecten voor de beide 3 MW alternatieven negatiever beoordeeld (--/-) dan het 10 MW alternatief (-).

Effecten op populatieniveau zijn op grond van kennis uit windparken op land uit te sluiten, echter een kwantitatieve beoordeling is hier niet gedaan en is ook lastig te maken door de grote onbekendheid van populatiegrootte en *Potential Biological Removal* waarden voor de verschillende soorten.

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. In tegenstelling, een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder dat er een aanvaringsrisico optreedt (geen snel bewegende objecten als turbinebladen). Op basis hiervan worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase beoordeeld (+/-).

Samenvatting
In de volgende tabel is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vleermuizen.

Tabel 6.23 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vleermuizen.

Effecten windpark	alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	--/-	--/-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-	+/-

6.5.8 Effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines
In dit hoofdstuk zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl voor ontwikkelaars van windparken in de kavel ook een optie kan zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In deze paragraaf wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringsslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringsslachtoffers 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 wordt ook het aantal aanvaringsslachtoffers een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines.

Als voorbeeld wordt hieronder het aantal aanvaringsslachtoffers voor tweebladige- en driebladige windturbines voor een lokale zeevogel (grote mantelmeeuw), een kolonievogel (grote stern) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels) weergegeven.

Tabel 6.24 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines voor de verschillende alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
Driebladige	grote mantelmeeuw	46	46	9
	grote stern	2	2	0
	zangvogels	1073	1257	744
Tweebladige	grote mantelmeeuw	31	31	6
	grote stern	1	1	0
	zangvogels	715	838	496

6.6 Conclusie

Samenvattend is alternatief 3 (35 x 10 MW turbines) het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringsslachtoffers dan bij de andere alternatieven. De complete effectbeoordeling is samengevat in tabel 6.25.

Tabel 6.25 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	**Alternatief 1** **117 * 3 MW ø 100 m**	**Alternatief 2** **117 * 3 MW ø 121 m**	**Alternatief 3** **35 * 10 MW ø 221 m**
Aanlegfase vogels			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
Gebruiksfase vogels			
Lokale zeevogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	-	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-
Kolonievogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-
Trekvogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	0	0	0
Verwijderingsfase vogels			

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
Vleermuizen			
- aanvaringen	--/-	--/-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-	+/-
OVERALL BEOORDELING	**--**	**--**	**-**

6.7 Cumulatie

6.7.1 Inleiding

De effecten van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele, die hiervoor beschreven zijn, 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 deze paragraaf worden deze cumulatieve effecten besproken.

In bijlage 2 wordt in hoofdstuk 6 ingegaan op cumulatieve effecten en daarin wordt beargumenteerd dat de volgende effecten in cumulatie zijn te verwachten:

- In samenspraak met RWS wordt door Leopold 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 in de zuidelijke Noordzee.
- Daarnaast wordt ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen.
- Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar veronderstelt (zie ook Leopold et al. 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Leopold et al. 2015).

Leopold *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 Borssele. Dit komt dus sterk overeen met hetgeen in dit MER dient te worden beschreven. Echter, er zijn voor vogels een aantal duidelijke verschillen, namelijk dat door Leopold *et al.* (2015) andere input data worden gebruikt voor de berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers dan eerder in dit hoofdstuk is gebruikt, namelijk *gemodelleerde* dichtheidsgegevens op basis van ESAS-tellingen vanaf schepen en vliegtuigen en het MWTL-programma vanuit vliegtuigen. In het geval van windenergiegebied Borssele zijn deze dichtheden iets hoger dan de *gemeten* dichtheden uit de tellingen van Vanermen *et al.* (2013). De effecten van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele zoals eerder beschreven in dit hoofdstuk zijn dan ook iets kleiner dan waarmee door Leopold *et al.* (2015) voor de kavels in Borssele wordt gerekend.

Om consistentie te behouden tussen deze paragraaf over cumulatie en Leopold et al. (2015) wordt in deze paragraaf niet gerekend met de aantallen slachtoffers die eerder werden bepaald in dit hoofdstuk, maar is deze paragraaf een vertaling van de door Leopold et al. (2015) gevonden resultaten. Dit zijn 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. Deze effecten worden vervolgens afgewogen met de *Potential Biological Removal* (PBR) van een bepaalde soort. Dit is het aantal vogels dat door sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

6.7.2 Vogels

Lokaal verblijvende vogels
Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele (Leopold et al. 2015), zie tabel 6.26.

Tabel 6.26 Mortaliteit als gevolg van windturbines, berekend met het Extended Band Model, als fractie van PBR voor de zeevogels (lokaal en trekkend) waarvan deze fractie boven de 0,01 ligt.

Soort	Slachtoffers kavel Borssele	Cumulatief # slacht-offers door aanva-ringen	Cumulatief # slacht-offers door habitat-verlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
kleine mantelmeeuw	180	13938	155	7560	***1,86***
zilvermeeuw	21	5845	57	4184	***1,41***
grote mantelmeeuw	60	4659	78	4144	***1,14***
drieteenmeeuw	20	3197	731	16473	0,24
jan-van-gent	31	837	105	5245	0,18
grote jager	0	14	3	120	0,14
duiker spec.	0	42	123	1557	0,11
dwergstern	0	1	0	39	0,03
dwergmeeuw	0	92	18	3971	0,03
stormmeeuw	32	412	66	22534	0,02
grote stern	2	22	11	2378	0,01

Op basis van de berekeningen van Leopold et al. (2015) is aannemelijk gemaakt, dat 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. Voor alle andere soorten blijven de gecumuleerde effecten binnen PBR, waardoor wel met zekerheid kan worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om deze additionele sterfte op te vangen en de effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee.

Broedende kolonievogels
Van de broedvogels binnen Natura 2000-gebieden hebben alleen kleine mantelmeeuwen (uit Orford Ness en Veerse Meer) en grote sterns (uit Hooge Plaaten en Zeebrugge) het windenergiegebied Borssele binnen bereik. Voor de vogels uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden speelt alleen cumulatie met kavel I, III en IV, en de Belgische windparken. Het gaat hierbij om een oppervlak en aantal turbines dat ongeveer 5 keer zo groot is als een afzonderlijk kavel in windenergiegebied Borssele. Voor de vogels uit het Verenigd Koninkrijk speelt daarnaast cumulatie met enkele windparken in Engelse wateren. De grootte van deze parken is eenzelfde orde grootte.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Orford Ness
Volgens Leopold et al. (2015) zijn maximaal 8 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness te verwachten, hetgeen een additionele sterfte betekent van 4,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Dit leidt mogelijk tot significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary, temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Dit laatste vindt zijn oorzaak echter waarschijnlijk niet in een te hoog sterftecijfer, maar wordt door andere factoren bepaald, zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of

in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen of voedselbeschikbaarheid (zie beheerplan gebied: Natural England, 2014). Aanvullend is door Dirksen et al. (2012) aangetoond dat een kritische grenswaarde van additionele sterfte van 6,40% van de natuurlijke sterfte realistischer is voor kleine mantelmeeuwpopulaties. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uit te sluiten.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Veerse Meer
Volgens Leopold et al. (2015) zijn maximaal 4 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness te verwachten, hetgeen een additionele sterfte betekent van 2,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Dit 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%-norm niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie. Aanvullend is door Dirksen et al. (2012) aangetoond dat een kritische grenswaarde van additionele sterfte van 6,40% van de natuurlijke sterfte realistischer is voor kleine mantelmeeuwpopulaties. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Conclusie grote sterns Hooge Platen
Volgens Leopold et al. (2015) zijn maximaal 5 slachtoffers onder grote sterns op de Hooge Platen te verwachten, hetgeen een additionele sterfte betekent van 1,1% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Hierdoor zijn significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter dit doel is een regiodoel en door het nomadische karakter van de soort zijn doelen voor grote sterns zeer moeilijk te bepalen. Verder is de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt niet een te hoog sterftecijfer, maar wordt dit bepaald door andere factoren zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen, of voedselbeschikbaarheid (eigen onderzoek Bureau Waardenburg in het kader van PMR-NCMV2). Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe toch zijn uit te sluiten.

Conclusie grote sterns Zeebrugge
Volgens Leopold et al. (2015) is maximaal 0,1 slachtoffer onder grote sterns in Zeebrugge te verwachten, hetgeen een additionele sterfte betekent van 1,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Hierdoor zijn significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Zeebrugge niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt, is niet een te hoog sterftecijfer op zee, maar wordt met name veroorzaakt door lokale predatie van eieren en kuikens door een vos in de kolonie (pers.comm. Instituut voor Natuur en Bos Onderzoek Brussel – Eric Stienen, Wouter Courtens). Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge toch zijn uit te sluiten.

Vogels tijdens seizoenstrek
Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in kavel I of II in windenergiegebied Borssele en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking

speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (b.v. Masden et al. 2009).

Door Leopold et al. (2015) is met behulp van het *Extended Band Model* bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers 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 6.27).

Tabel 6.27 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	0,60
zwarte stern	0,52
kleine zwaan	0,44
drieteenstrandloper	0,21
spreeuw	0,12
kanoet	0,11
grutto	0,06

Met name in het geval van de 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
Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in kavel I of II in windenergiegebied Borssele (Leopold et al. 2015). 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 44% van de PBR behaald door offshore windparken alleen op basis van de huidige conservatieve benadering.

6.7.3 Vleermuizen
Op dit moment zijn geen harde uitspraken zijn te doen over cumulatieve effecten van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele en ander offshore windparken in de zuidelijke Noordzee. 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 significante effecten op sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

6.8 Mitigerende maatregelen

De volgende mitigerende maatregelen zijn te nemen om effecten te verzachten of teniet te doen, onderverdeeld naar de fase van een windpark.

6.8.1 Constructiefase
Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn voor zeevogelsoorten. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast en dan idealiter ook gebruik moeten worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur.

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.

6.8.2 Operationele fase

Uit dit hoofdstuk blijkt dat alternatief 3 de minste impact of vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied Borssele worden geminimaliseerd door zo weinig mogelijk grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Daarnaast blijkt dat bij tweebladige turbines minder aanvaringsslachtoffers vallen 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.

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.

De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek 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 verstorende 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).

Gezien de ligging van het windenergiegebied Borssele in relatie tot de geplande en reeds gebouwde parken in het Belgische deel van de Noordzee, is het aan te raden om in de ruimtelijke planning de parken in windenergiegebied Borssele zoveel mogelijk aan te laten sluiten op de Vlaamse alternatieven.

Configuraties die dus tot een groter ruimtebeslag leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig 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 aanvaringsslachtoffers 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. Ech-

ter aan diverse maatregelen zoals verlichting kleven weer andere nadelen zoals met betrekking tot aantrekking.

De verlichting op (grote) werkschepen kan 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.

De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige windomstandigheden gemeten. Om aanvaringen van trekkende vleermuizen met windturbines te verminderen is daarom de beste mitigatietechniek tegenwoordig om de opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) te verhogen. Daarnaast kan de hoek van de rotorbladen ook veranderd worden om tijdens lage windsnelheden de turbines minder operationeel te maken. 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 (en vleermuizen) te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringsslachtoffers (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 detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotor-hoogte ("*early-warning stopping mechanism*") biedt mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (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.

6.8.3 Verwijderingsfase

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

7 Onderwaterleven

7.1 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte

Voor het onderwaterleven zijn met name het geluid van hei-activiteiten en het geluid van seismisch onderzoek relevant. Naast het heien in de aanlegfase van een windpark is de exploitatiefase van belang, dus wat het effect is van een draaiend windpark voor het onderwaterleven.

In hoofdstuk 5 is reeds aangegeven dat onderwaterleven wordt beschouwd voor twee alternatieven, te weten een alternatief met 35 turbines van 10 MW, die worden geheid met een heienergie van 3.000 kJ (hierna te noemen: alternatief 1) en een alternatief met 117 turbines van 3 MW, die elk worden geheid met 1.000 kJ (hierna te noemen: alternatief 2). Hierbij is het uitgangspunt dat er 1 fundering wordt geheid per dag. Dit uitgangspunt is tevens de redenering dat alternatieve fundatietechnieken niet specifiek zijn onderzocht. Ook voor wat betreft tripods of jackets is het hei-tempo 1 fundering per dag. Aangezien de toegepaste hei-energie niet lager zal zijn dan gebruikt in alternatief 1 (1.000 kJ), is de toepassing van deze fundatietechnieken gelijk aan dit alternatief (zie voor nadere toelichting paragraaf 7.4.3)

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 kavel II van windpark Borssele uit 35 windturbines van 10 MW of uit 117 windturbines van 3 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 uur[22] duren. Dat betekent dat er in het bouwseizoen maximaal zo'n 70 uur wordt geheid voor alternatief 1 en 234 uur voor alternatief 2. 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 ruim één maand (alternatief 1) of in iets minder dan vier maanden (alternatief 2) zijn afgerond. Rekening houdend met mindere weersomstandigheden en/of materiaalpech e.d. is de verwachting dat de heiwerkzaamheden binnen een periode van twee maanden (alternatief 1) of zes maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2).

In de volgende tabel is de bandbreedte weergegeven.

Tabel 7.1 Worst case en best case binnen de bandbreedte voor onderwaterleven

Thema	Alternatief 1	Alternatief 2
Onderwaterleven	35x10 MW turbines Hei-energie: 3000 kJ 1 turbinelocatie per dag	117x3 MW turbines Hei-energie: 1000kJ 1 turbinelocatie per dag

[22] 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 drie voor een tripod- of vier 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.

7.2 Beoordelingskader

Onderwaterleven kan worden onderverdeeld in zeezoogdieren, bodemdieren en vissen.

7.2.1 Bodemdieren en vissen[23]

Om inzicht te krijgen in het belang van het plangebied voor bodemdieren en vissen wordt de huidige situatie eerst beschreven op de schaal van het Nederlands Continentaal Plat. Vervolgens wordt 'ingezoomed' op de directe omgeving van het plangebied. Bij het beschrijven van de huidige situatie is specifieke aandacht besteed aan soorten die beschermd zijn in nationale en internationale beleidskaders. Voor de autonome ontwikkeling (ontwikkeling zonder windpark) is gebruik gemaakt van bestaande rapporten die ingaan op langjarige trends van bodemdieren en vissen, en factoren die hierop van invloed zijn geweest.

Bij de effectbeschrijvingen is vooral gebruik gemaakt van de meest recente resultaten van ecologische effectenstudies van het Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ). Daarnaast is ook gebruik gemaakt van informatie die verzameld is voor het opstellen van het milieueffectrapport voor het offshore windpark Q10 (Grontmij Nederland, 2008), het milieueffectrapport voor het offshore windpark Q4 (E-Connection project bv., 2008) en offshore windpark Q4-West (Pondera Consult, 2013). Daarnaast is gebruik gemaakt van diverse studies uit België van de aanliggende windparken.

Voor het beoordelingskader is aangesloten bij doelen van (inter)nationale wetgeving (zie hoofdstuk 2) en parameters die gebruikt worden om te toetsen of deze doelen gehaald worden. Doelen van (inter)nationale wetgeving zijn vooral gericht op het behoud of versterking van biodiversiteit en bescherming van soorten van speciaal (commercieel) belang. Veelgebruikte parameters om te toetsen of doelen gerealiseerd worden zijn de biodiversiteit (uitgedrukt in het aantal soorten), de soortensamenstelling en aantallen, dichtheden en biomassa's van aanwezige soorten.

7.2.2 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, habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg en het seismisch onderzoek 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. Verder kan de aanwezigheid van scheepvaart ten behoeve van aanleg, exploitatie en verwijdering van de funderingen, windturbines en kabel leiden tot verstoring. Het aanleggen van de kabels en het verwijderen van kabels en funderingen kan leiden tot een beïnvloeding van de waterkwaliteit (slibpluim) die effecten kan hebben op het foerageergebied. Het fysieke ruimtebeslag (de oppervlakte die de funderingen in beslag nemen) van het windpark is dermate gering afgezet tegen het totale leefgebied van zeezoogdieren, dat dit te verwaarlozen is. Eventueel verloren gaan van foerageergebied is alleen gerelateerd aan het onderwatergeluid van de windturbines in de gebruiksfase.

7.2.3 Beoordelingscriteria en effectbeoordeling

De effecten worden per soortengroep beschreven. Hierbij wordt per effecttype de worst-case situatie binnen de gestelde bandbreedte beoordeeld. Indien er sprake is van grote effecten dan worden ook alternatieve aanlegfasen beoordeeld als mogelijke mitigerende maatregel.

[23] In het plangebied komen in de huidige situatie vanwege onvoldoende lichtdoordringing op de bodem en afwezigheid van geschikt hard substraat voor aanhechting (er is uitsluitend een zandbodem aanwezig) geen algen of wieren voor.

Tabel 7.2 Beoordelingskader onderwaterleven

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Onderwaterleven	*Bodemdieren en vissen* Aanleg - vertroebeling, habitatverlies, geluid/trillingen - fysieke aantasting Gebruik - trillingen - straling Verwijdering - - als aanlegfase	- Verandering in aantal soorten - Aanwas substraatsoorten - Dichtheid per m^2 - Dichtheid en effect op beschermde soorten
	Zeezoogdieren Aanleg - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen - Fysieke aantasting Gebruik - Verstoring door geluid en trillingen turbines - Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud) Verwijdering - Idem aanleg	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Tijdsduur van de verstoring - Aantal aangetaste dieren

7.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

7.3.1 Bodemdieren

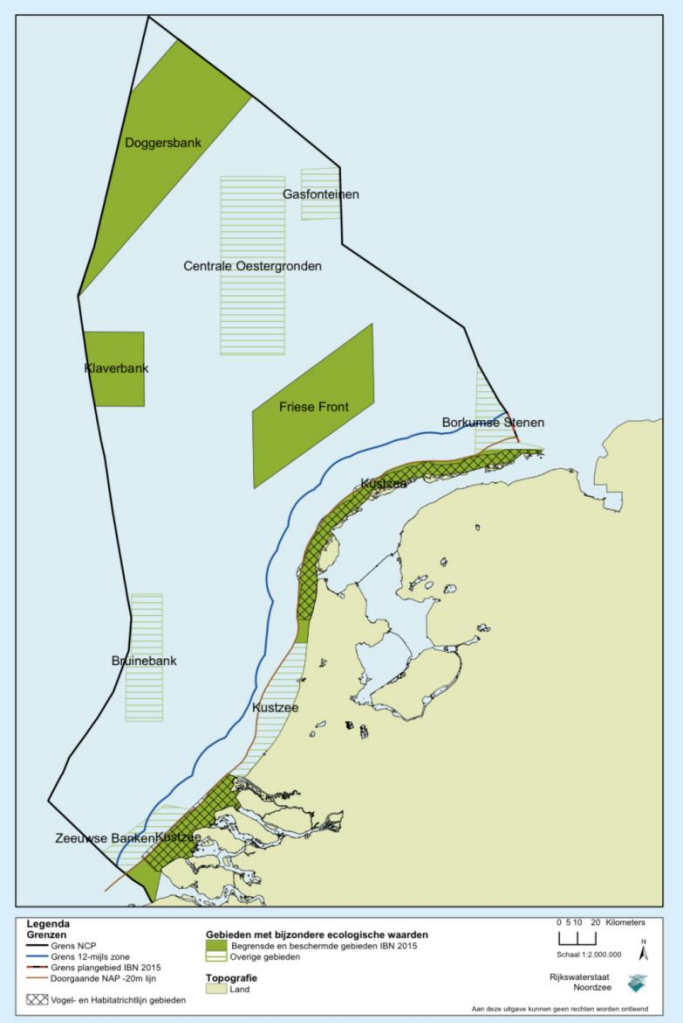
Huidige situatie

Benthos is de verzamelnaam van soorten die in of op de bodem van wateren leven en (in belangrijke mate) zich voeden met fyto- of zooplankton. Het betreft een zeer diverse soortengroep die bestaat uit krabben, kreeften, schelpdieren, wormen en stekelhuidigen. Veel bodemdieren zijn plaatsgebonden, of hun actieradius is dermate beperkt dat ze functioneel gezien toch als weinig mobiel kunnen worden beschouwd. Door de geringe mobiliteit is het type macrobenthos op een locatie een goede afspiegeling van de abiotische factoren die ter plekke op de wat langere termijn hebben geheerst. Het voorkomen van benthos soorten wordt met name bepaald door de samenstelling van het sediment, de dynamiek van het milieu, de troebelheid van het water, de waterdiepte, voedselaanbod, organische belasting en de watertemperatuur.

In het plangebied zelf zijn geen benthosdata voorhanden. Bemonstering van benthos vindt plaats in grootschaligere meetnetten (RWS-MWTL, NIOZ) die inzicht geven in het voorkomen in de regionale verspreiding. Data van een enkel meetpunt hebben daarbij ook maar een beperkte waarde gezien de variatie in ruimte en tijd. Uit de regionale data kan wel de relatieve betekenis van het plangebied worden afgeleid. In figuur 7.1 zijn de belangrijkste gebieden voor bodemdieren op het NCP weergegeven. Op het NCP zijn vier ecologische regio's te onderscheiden: de Doggersbank, de Oestergronden, het zuidelijke offshore gebied en de kustzone (zie figuur 7.1). Het plangebied is gelegen in het zuidelijke offshore gebied. De soortenrijkdom is het hoogst op de Doggersbank en in de Oestergronden (zie figuur 7.2). Dit patroon is onder meer gerelateerd aan een hogere stabiliteit, grotere diepte, slibrijker en een sterke invloed van Atlantisch water. In de Zuidwestelijke delta, waarin het plangebied is gelegen zijn de biodiversiteit en dichtheid relatief laag. De lagere diversiteit in de kustzone wordt verklaard door een lagere saliniteit, grover sediment, geringere diepte, meer dynamiek in klimatologische en hydrologische omstandigheden en verstoring door de mens, zoals vervuiling en eutrofiëring.

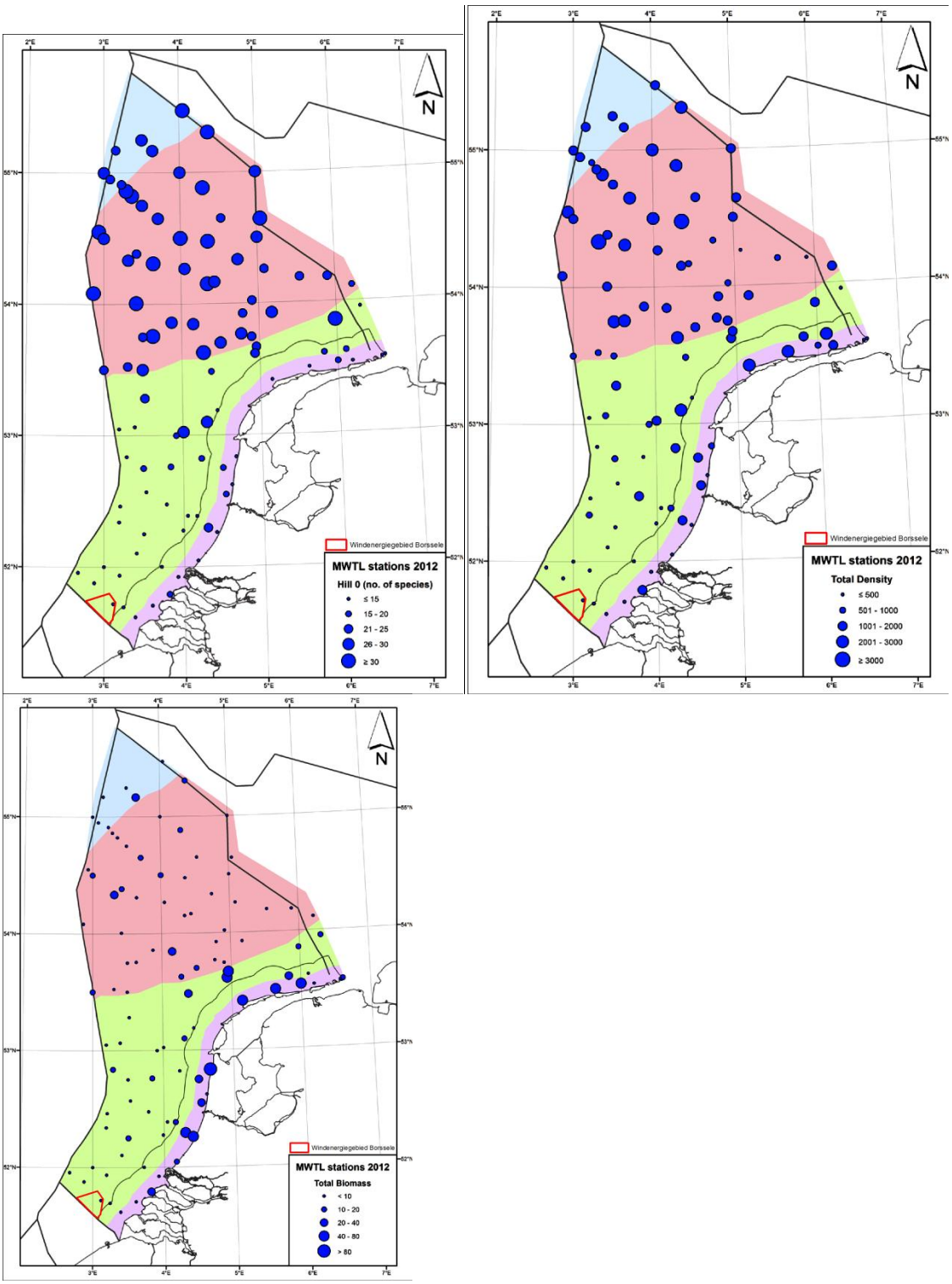
Boomkorvissen heeft een sterk effect omdat een groot deel van de bodem van het NCP regelmatig wordt verstoord. Ruim de helft (55%) van het NCP wordt meer dan één maal per jaar bevist en slechts 14% minder dan één keer in de vier jaar (Lindeboom et al., 2005). Hierdoor zijn de condities voor langlevende soorten, vaak schelpdieren, tamelijk ongunstig. Het ecosysteem

van het NCP bestaat hierdoor dan ook hoofdzakelijk uit snelgroeiende opportunistische soorten (zowel bodemdieren als vissoorten).

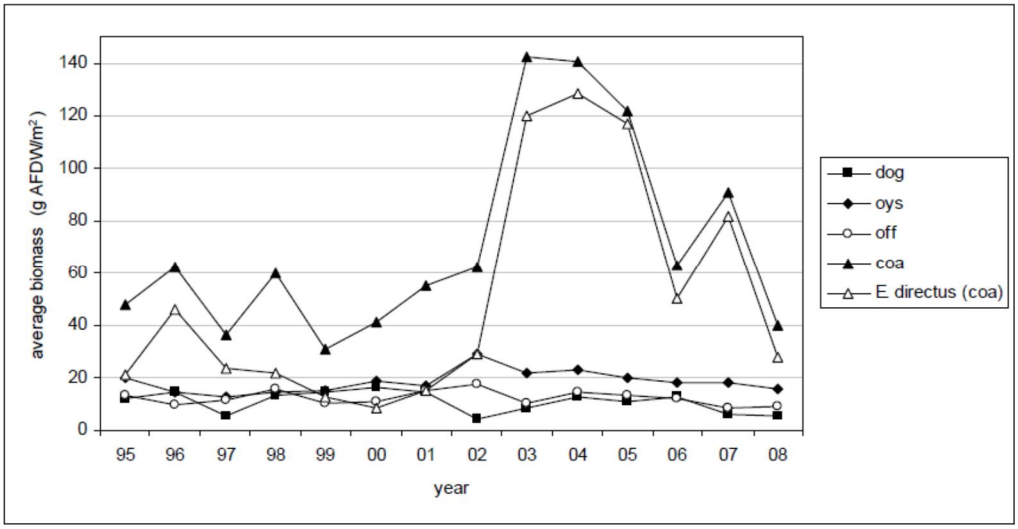


Figuur 7.1 Gebieden met bijzonder ecologische waarden (bron Rijkswaterstaat)

Het meetnet van Imares (WOT) in de kustzone geeft eveneens aan dat de soortenrijkdom en biomassa in de Zuidwestelijke Delta relatief laag is. Wat hier eveneens uit kan worden afgeleid is dat de diversiteit en biomassa afnemen met de afstand tot de kust. Schelpenbanken komen in het algemeen alleen in ondiepere delen van de zee voor (tot maximaal 20 m diepte). Tussen de kustzone en het offshore gebied kan een overgangszone worden onderscheiden (Van Scheppingen & Groenewold, 1990). 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. Grote en dichte schelpenbanken ontbreken, de biomassa wordt meer bepaald door kreeftachtigen en stekelhuidigen. De offshore gemeenschap wordt qua dichtheid gedomineerd door wormachtigen. De gemiddelde biomassa van de offshore gemeenschap is circa drie maal zo laag als de kustgemeenschap.

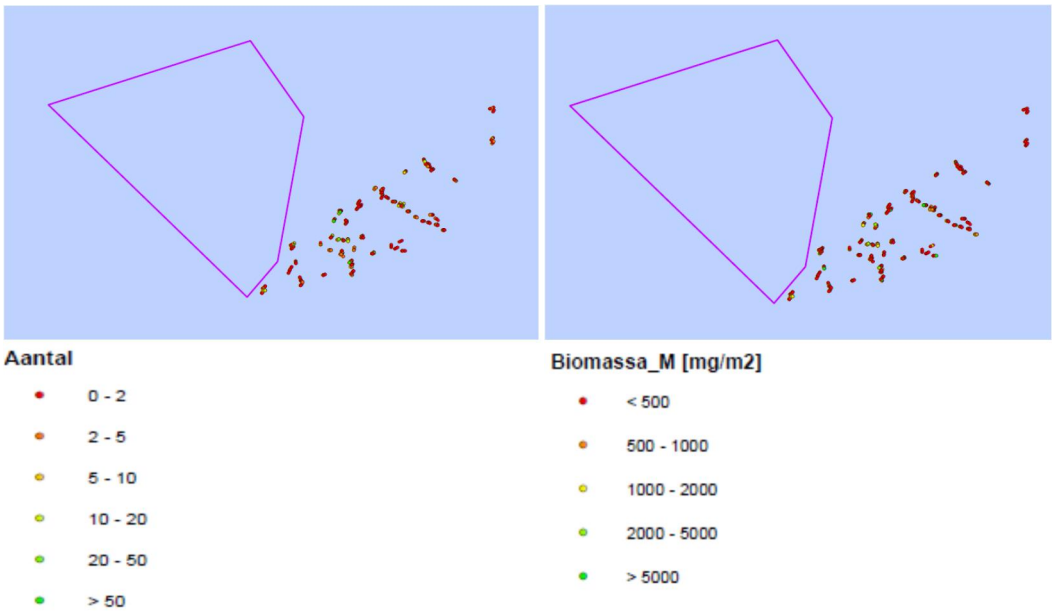


Figuur 7.2 Aantal soorten, dichtheid en biomassa macrobenthos op basis van MWTL data van Rijkswaterstaat



Figuur 7.3 Gemiddelde biomassa van macrobenthos per gebied (Doggersbank, Oesterbanken, offshore), voor het vierde gebied, kustzone, is de totale biomassa in beeld gebracht. De vijfde lijn toont de totale biomassa van Ensis directus in de kustzone (Gegevens Tempelman et al., 2009)

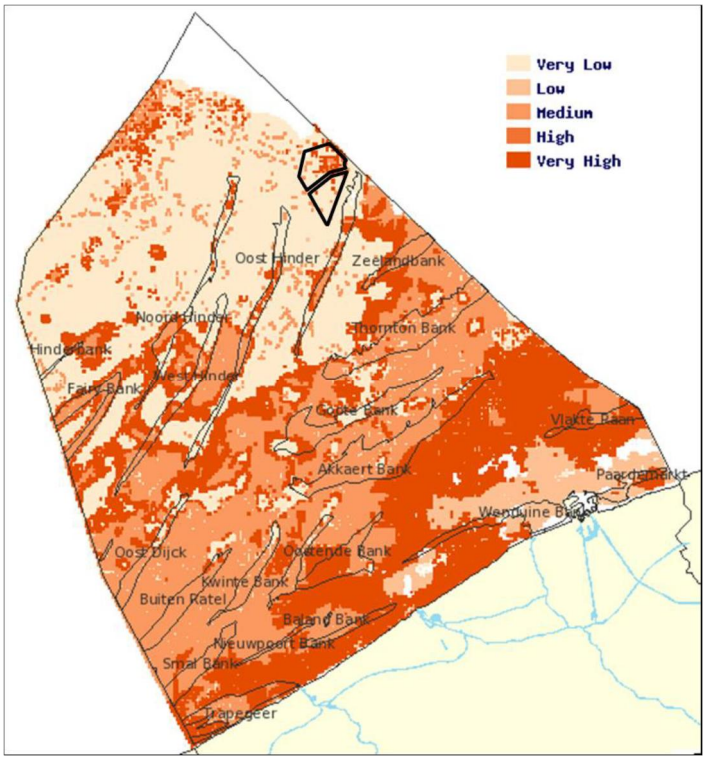
In de directe omgeving van het plangebied liggen de Zeeuwse banken, een gebied met een grote variatie aan bodemmorfologie. Op basis van een eenmalige bemonstering kunnen de Zeeuwse Banken onderscheiden worden van de overige (dichter bij de kust) ondiepe zandbanken door zeer lage dichtheden aan schelpdieren (Goudswaard en Escaravage, 2009). Vermoedelijk bestaat er een relatie tussen deze lage dichtheden en o.a. een slechte rekrutering van schelpdieren als gevolg van de sterke hydrodynamiek ter plaatse. Het lijkt onwaarschijnlijk dat er zich in het gebied grote schelpdiervoorkomens kunnen ontwikkelen (Goudswaard en Escavarage, 2009). Een recenter onderzoek toont (Lengkeek et al., 2010) de aanwezigheid van zeesterren, slangsterren, kokerwormen, zwaardschedes, hydroidpoliepen, garnalen en krabben aan.



Figuur 7.4 Gemiddelde biomassa (mg/m^2) en aantal soorten (per m^2) biodiversiteit van benthos in Zeeuwse Banken over de periode 2009-2010 (NIOZ gegevens 2011) aangrenzend aan het plangebied (kader)

Het plangebied is gelegen tegen het Belgische deel van de Noordzee, waar diverse windparken zijn aangelegd en gepland. Derous et al. (2007) stelde een biologische waarderingskaart op voor het Belgische deel van de Noordzee op basis van de voorkomende macrobenthosge-

meenschappen (data 1994-2007). Ook hieruit blijkt dat de waarde aan benthos ter hoogte van het plangebied niet zeer hoog is.

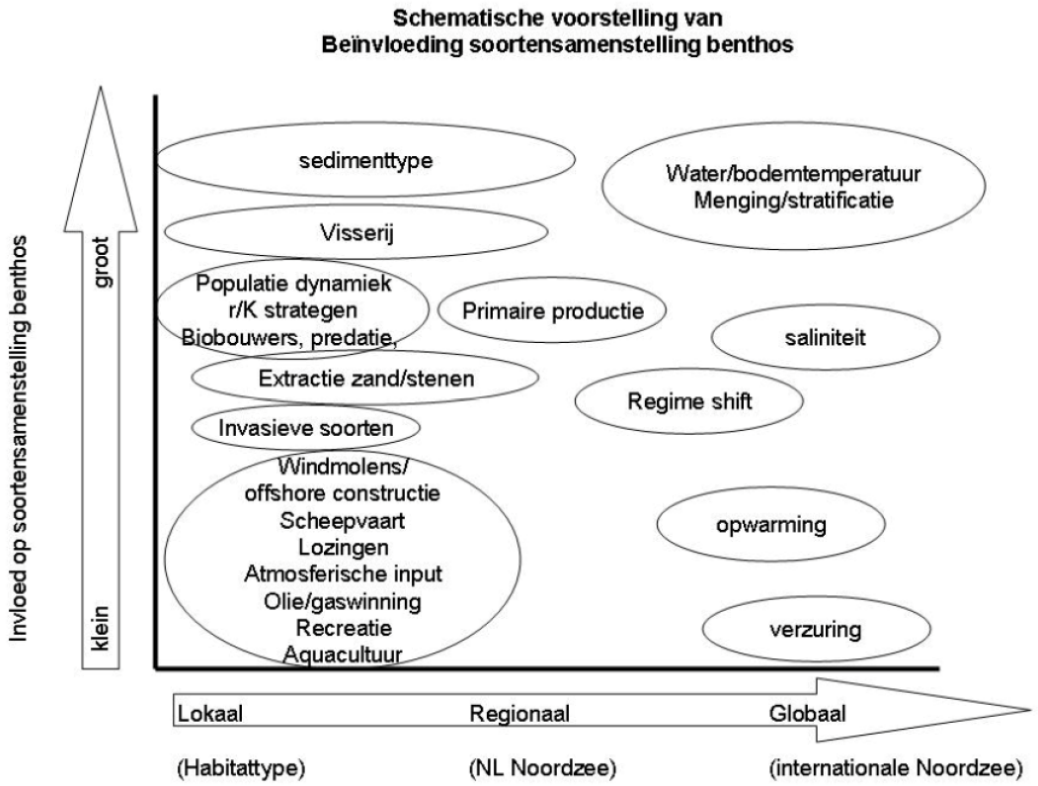


Figuur 7.5 Waarde van het benthos aangrenzend aan het plangebied (Mermaid, 2014)

De noordkromp (Artica islandica), purperslak (Nucella lapillus) en platte oester (Ostrea edulis) komen voor op de lijst van bedreigde soorten in het kader van OSPAR. De purperslak en de platte oester leven op hard substraat. Op zandige of slikkige ondergrond zoals in het plangebied worden deze soorten dan ook niet aangetroffen. De noordkromp komt in de Noordzee algemeen voor in dieper water (vanaf 25 m) en meer slikkige sedimenten, waar hij zich ingraaft in stevige, modderige zandbodems. Het voorkomen is geconcentreerd in het noordelijk deel van de Noordzee (Lindeboom et al, 2005) In het plangebied komt de soort niet voor.

Autonome ontwikkeling

Het voorkomen van bodemdieren wordt bepaald door een groot aantal zowel menselijke als natuurlijke factoren (zie figuur 7.6).



Figuur 7.6 ontleend aan Hal et al., 2011. Schematische voorstelling van de invloeden (y-as) van de verschillende menselijke en natuurlijke factoren (in ovalen) op de soortensamenstelling van het benthos op verschillende schalen (x-as), van lokaal (meters tot kilometers) via regionaal (tientallen kilometers, Nederlandse Noordzee) tot globaal (100-den kilometers, internationale Noordzee)

Naast menselijke factoren kunnen de volgende natuurlijke factoren invloed hebben op de structuur van bodemdiergemeenschappen:

Populatiedynamiek

Bodemdiergemeenschappen verschillen sterk van jaar tot jaar. Dit wordt veroorzaakt doordat veel benthossoorten een ingewikkelde levenscyclus kennen, waarbij vaak sprake is van externe bevruchting en vrij zwemmende larven die uiteindelijk een geschikt substraat moeten vinden om zich te vestigen. Deze levensfasen spelen zich af in verschillende onderdelen van het ecosysteem (bv. waterkolom, bodem) en tijdens de verschillende fasen hebben daardoor ook verschillende processen invloed op groei en sterfte, zowel dichtheidsafhankelijke (bv. concurrentie om ruimte of voedsel) als dichtheidsonafhankelijke processen (bv. lethale temperaturen). Vaak spelen een groot aantal factoren tegelijkertijd of achter elkaar een rol. De natuurlijke fluctuaties in de samenstellingen van bodemgemeenschappen zullen ook in de toekomts plaats blijven vinden.

Klimaatverandering

Bodemdieren kennen een bepaalde geografische verspreiding die onder andere beïnvloed wordt door de minimale en maximale temperaturen die nodig zijn voor overleving en voortplanting. Opwarming van het zeewater kan nadelig zijn voor ‘koudbloedige’ soorten, zoals de mossel en het nonnetje. Dit kan nadelig zijn, omdat de larven dan mogelijk uit fase zijn met beschikbaarheid van hun voedsel (fytoplankton; bloeien in mei-juni) en daardoor langzamer groeien dan na koude winters. Voor andere soorten kan dit juist positief uitpakken, omdat warmere winters kunnen leiden tot een betere match tussen voedsel en larven. Veel auteurs verwachten in de toekomst een shift naar een meer diverse, warm water fauna als de trend van een stijgende zeewatertemperatuur doorgaat (Kröncke & Bergfeld, 2003 in Hal et al., 2011).

Exoten

Exoten kunnen op verschillende manieren de Noordzee bereiken bijvoorbeeld door verschillende activiteiten die te maken hebben met aquacultuur (bv. schelpdiertransporten), transport en lozen van ballastwater en aangroei op scheepshuiden (hull-fouling). De aanwezigheid van exoten kan een sterke invloed hebben op het ecosysteem. Recente voorbeelden zijn bijvoorbeeld de enorme toename van de Amerikaanse zwaardschede in de Nederlandse kustzone en de Japanse oester in de Waddenzee en Deltawateren. Kleine individuen van de Amerikaanse zwaardschedes kunnen als voedsel voor diverse vogels dienen, zoals bijvoorbeeld eidereenden en scholeksters. Japanse oesters kunnen complexe riffen vormen (bio-bouwer) die zorgen voor een grotere habitat heterogeniteit en daardoor voor een grotere plaatselijke biodiversiteit. Ze kunnen daarbij wel inheemse soorten verdringen, die in aantal afnemen. De uitbreiding van de huidige exoten en vestiging van nieuwe exoten kan worden verwacht, hoewel er wat betreft het laatste meer aandacht is voor maatregelen om de vestiging van nieuwe exoten te beperken.

7.3.2 Vissen

Huidige situatie

In de Noordzee zijn ruim 250 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan, 2005). Een belangrijk deel van deze vissen (circa 90 soorten) is beschermd in het kader van de Ff-wet (zie onderstaande tabel).

Met het voorkomen op het NCP (zie zesde kolom in onderstaande tabel) wordt de rol die het NCP voor een vissoort speelt aangeduid. Hierbij wordt in principe het voorkomen aangegeven zoals die oorspronkelijk was, maar voor veel soorten is dit niet bekend en is het voorkomen gedurende de afgelopen decennia aangegeven:

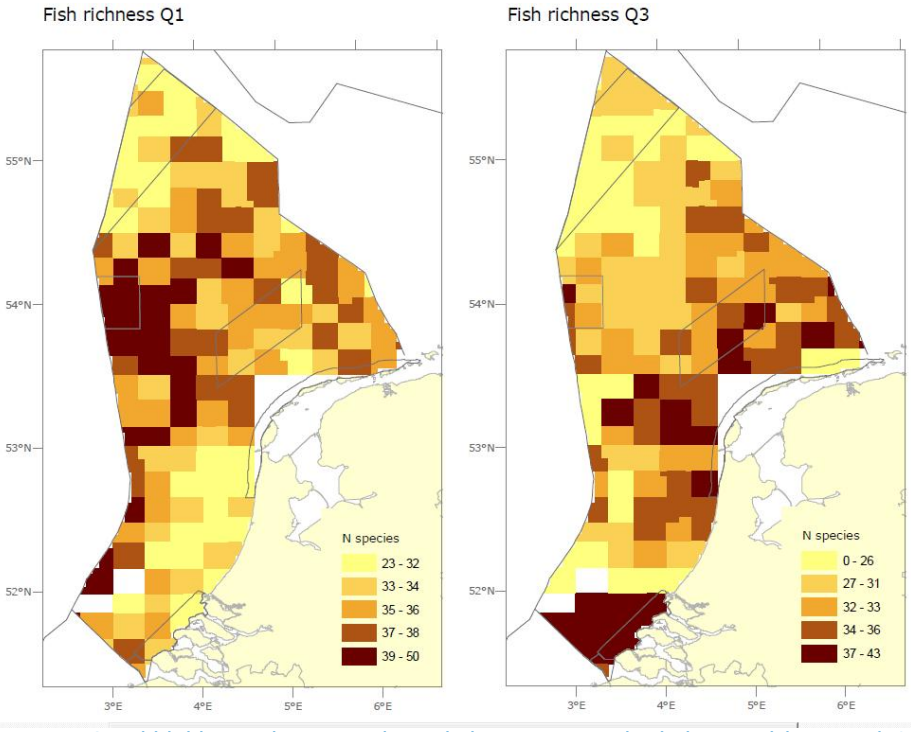
- V: vagrant/dwaalgast/sporadisch (het NCP valt buiten het normale verspreidingsgebied, zelden aangetroffen);
- M: regular migrant (in het NCP aanwezig tijdens bepaalde seizoenen/stadia, voor groei en/of overwintering);
- MS: migrant spawner (in het NCP aanwezig tijdens het paaiseizoen);
- S: resident spawners (jaarrond aanwezig in het NCP en aldaar ook paaiend);
- R: regular visitor (geregeld voorkomend op het NCP);
- U: uncommon (onregelmatig voorkomend, c.q. in bepaalde jaren)
- -: no observations.

Tabel 7.3 Bescherming zoutwatervissen (Keeken, O.A. van et al, 2010)

Nederlandse naam	Latijnse naam	F&F	Rode lijst	Aanwezigheid	Voorkomen NCP	Trend
Adderzeenaald	Entelurus aequoreus	2	bedreigd	zeldzaam	S	onbekend
Atlantische steur	Acipenser sturio	3_IV	OSPAR	verdwenen	M	onbekend
Baillon's lipvis	Crenilabrus bailloui	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Blauwe haai	Prionace glauca	2	IUCN	niet op NCP	-	
Blauwkeeltje	Helicolenus dactylopterus	2		niet op NCP	-	
Blonde rog	Raja brachyura	2		minder algemeen	R	gelijk
Bokvis	Boops boops	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Botervis	Pholis gunnellus	2	kwetsbaar	minder algemeen	S	gelijk
Braam	Brama brama	2		zeldzaam	V	onbekend
Brakwatergrondel	Pomatoschistus microps	2		minder algemeen	S	onbekend
Dikkopje	Pomatoschistus minutus	2		zeer algemeen	S	onbekend
Dikrugtong	Microchirus variegatus	2		niet op NCP	-	
Driedradige meun	Gaidropsarus vulgaris	2	kwetsbaar	zeldzaam	V	onbekend
Dwergbolk	Trisopterus minutus	2		algemeen	S	gelijk
Dwergbot	Phrynorhombus norvegicus	2		zeldzaam	U	onbekend
Evervis	Capros aper	2		zeldzaam	V	onbekend
Franse tong	Solea lascaris	2		zeldzaam	V	onbekend
Gaffelmakreel	Trachinotus ovatus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Gehoornde slijmvis	Parablennius gattorugine	2		zeldzaam	V	onbekend
Gemarmerde sidderrog	Torpedo marmorata	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Gestreepte bokvis	Sarpa salpa	2		niet op NCP	-	
Gestreepte lipvis	Labrus bimaculatus	2		niet op NCP	-	
Gestreepte poon	Trigloporus lastoviza	2		zeldzaam	V	onbekend
Gevlekte gladde haai	Mustelus asterias	2	gevoelig	minder algemeen	R	toenemend
Gevlekte griet	Zeugopterus punctatus	2	gevoelig	zeldzaam	V	onbekend
Gevlekte lipvis	Labrus bergylta	2		zeldzaam	S	onbekend
Gevlekte pitvis	Callionymus maculatus	2		niet op NCP	-	
Glasgrondel	Aphia minuta	2	ernstig bedreigd	zeer algemeen	S	onbekend
Golfrog	Raja undulata	2		zeldzaam	V	onbekend

Nederlandse naam	Latijnse naam	F&F	Rode lijst	Aanwezigheid	Voorkomen NCP	Trend
Goudharder	Liza aurata	2		zeldzaam	V	onbekend
Groene zeedonderpad	Taurulus bubalis	2		zeldzaam	S	gelijk
Groenlandse haai	Somniosus microcephalus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Grote koornaarvis	Atherina presbyter	2	bedreigd	minder algemeen	S	onbekend
Grote zeenaald	Syngnathus acus	2		minder algemeen	S	onbekend
Harnasmannetje	Agonus cataphractus	2		algemeen	S	gelijk
Hondshaai	Scyliorhinus canicula	2		minder algemeen	S	toenemend
Houting	Coregonus oxyrinchus	3_IV	OSPAR	zeer zeldzaam	U	onbekend
IJslandse bandvis	Lumpenus lampretaeformis	2		zeldzaam	V	afnemend
Kathaai	Scyliorhinus stellaris	2		zeldzaam	V	onbekend
Kleine pieterman	Echiichthys vipera	2		zeer algemeen	S	toenemend
Kleine roodbaars	Sebastes viviparus	2		niet op NCP	-	
Kleine slakdolf	Liparis montagui	2	gevoelig	zeldzaam	V	onbekend
Kleine wormzeenaald	Nerophis lumbriciformis	2		zeldzaam	V	onbekend
Kleine zeenaald	Syngnathus rostellatus	2		algemeen	S	onbekend
Kleine zilversmelt	Argentina sphyraena	2		niet op NCP		
Kleinoogrog	Raja microocellata	2	IUCN	zeer zeldzaam	V	onbekend
Kleurige grondel	Pomatoschistus pictus	2		minder algemeen	S	onbekend
Kliplipvis	Ctenolabrus rupestris	2		niet op NCP	-	
Koekoeksrog	Raja naevus	2		zeldzaam	V	gelijk
Kristalgrondel	Crystallogobius linearis	2		algemeen	S	onbekend
Lichtend sprotje	Maurolicus muelleri	2		zeldzaam	V	onbekend
Lozano's grondel	Pomatoschistus lozanoi	2		algemeen	S	onbekend
Maanvis	Mola mola	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Makreelgeep	Scomberesox saurus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Murray's zeedonderpad	Triglops murrayi	2		niet op NCP	-	
Noorse grondel	Pomatoschistus norvegicus	2		niet op NCP	-	
Noorse meun	Ciliata septentrionalis	2		zeldzaam	V	onbekend
Ombervis	Argyrosomus regius	2		zeldzaam	V	onbekend
Paganelgrondel	Gobius paganellus	2		zeldzaam	U	onbekend
Parelvis	Echiodon drummondi	2		niet op NCP	-	
Pitvis	Callionymus lyra	2		algemeen	S	gelijk
Rasterpitvis	Callionymus reticulatus	2		minder algemeen	S	onbekend
Reuzenhaai	Cetorhinus maximus	2	IUCN, OSPAR, CITES	zeldzaam	R	onbekend
Rivierprik	Lampetra fluviatilis	2	IUCN	zeldzaam	M	onbekend
Rode zeebrasem	Pagellus bogaraveo	2		zeldzaam	V	onbekend
Schorpioengrondel	Lebetus scorpioides	2		niet op NCP	-	
Schurftvis	Amoglossus laterna	2		zeer algemeen	S	toenemend
Sidderrog	Torpedo nobiliana	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Slakdolf	Liparis liparis	2		minder algemeen	S	toenemend
Slijmprik	Myxine glutinosa	2		niet op NCP	-	
Slijmvis	Lipophrys pholis	2		zeldzaam	S	onbekend
Snipvis	Macroramphosus solopax	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Spaanse makreel	Scomber japonicus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Spaanse zeebrasem	Pagellus acarne	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Sterrog	Raja radiata	2		minder algemeen	R	afnemend
Trekkervis	Balistes carolinensis	2		zeldzaam	V	onbekend
Trompetterzeenaald	Syngnathus typhle	2	verdwenen	zeer zeldzaam	S	onbekend
Vierdradige meun	Rhinonemus cimbrius	2		minder algemeen	S	toenemend
Vorskwab	Raniceps raninus	2	gevoelig	zeldzaam	U	onbekend
Zee-engel	Squatina squatina	2	IUCN, OSPAR	verdwenen	S	gelijk
Zeepaardje	Hippocampus ramulosus	2	OSPAR, verdwenen uit wild	zeer zeldzaam	U	onbekend
Zeestekelbaars	Spinachia spinachia	2	ernstig bedreigd	zeer zeldzaam	S	onbekend
Zuignapvis	Diplecogaster bimaculata	2		niet op NCP	-	
Zwaardvis	Xiphias gladius	2		zeer zeldzaam	V	gelijk
Zwarte grondel	Gobius niger	2	gevoelig	minder algemeen	S	toenemend
Zwarte haai	Dalatias licha	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Zwarte vis	Centrolophus niger	2		zeldzaam	V	onbekend
Zwartooglipvis	Symphodus melops	2		zeer zeldzaam	V	onbekend

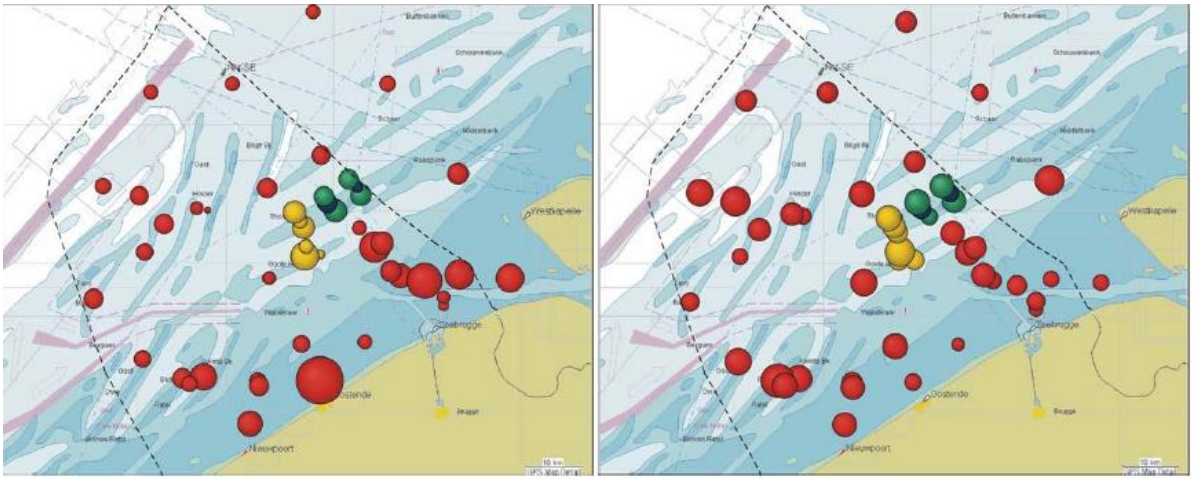
De diversiteit van de aanwezige vissoorten op het NCP is erg heterogeen verdeeld in ruimte en tijd. (zie figuur 7.7). Hoewel de statistische onderbouwing van de diversiteitsberekeningen zwak is (Lindeboom et al., 2005), is bekend dat de laagste diversiteit wordt aangetroffen in de centrale Noordzee, terwijl een hoge diversiteit in de ondiepere zuidoostelijke Noordzee en langs de oostkust van Engeland en Schotland aanwezig is. In de zuidoostelijke Noordzee ter hoogte van het plangebied is de diversiteit in bepaalde perioden relatief hoog. Echte habitats kunnen niet worden onderscheiden (Lindeboom et al., 2005).



Figuur 7.7 Gemiddeld aantal soorten vissen in het eerste en derde kwartaal (Bos et al, 2011)

Vissen kunnen onderverdeeld worden in residente soorten (in zee dan wel overgangswateren) en trekvissen. Voor de residente soorten in de Noordzee omvat het plangebied een relatief klein deel van hun totale verspreidingsgebied. Trekvissen brengen slechts een deel van hun levenscyclus door in open zee, de brakke getijdenwateren en/of de zoete binnenwateren. Ze paaien bijvoorbeeld in het zoete binnenwater en leven als volwassene in de open zee. De kustzone is daarbij slechts te beschouwen als doortrekgebied. Er is weinig bekend over trekvissen en de routes die zij afleggen.

Veel aanwezige soorten zijn voor een deel van hun levenscyclus afhankelijk van meer dan één zone op het NCP. Zo zijn er vissoorten die paaien in de open zee, hun eieren en larven vervolgens met de zeestromen laten meevoeren richting de kust, waar ze in de ondiepe kustzone of in de overgangswateren opgroeien. De kustzone van de Noordzee, de deltawateren en de Waddenzee staan bekend om hun rol als opgroeigebied voor vissen zoals tong, schol en haring. De diepere delen van de Noordzee en het Kanaal functioneren als paaigronden voor diverse vissoorten (o.a. schol, tong, kabeljauw en makreel). Alleen voor de tong liggen ten noordwesten van Texel en voor de (Zeeuws) Vlaamse kust kleine paaigebieden.



Figuur 7.8 Ruimtelijke verspreiding van de gemiddelde dichtheid (links) en de gemiddelde soortenrijkdom (rechts) in 2005 voor de demersale visfauna in het Belgische deel van de Noordzee. De grootte van de bollen varieert tussen 4 en 184 ind/1.000 m² voor de dichtheid en tussen de 9 en 24 soorten per vissleep voor de soortenrijkdom. (De Maersschalck et al., 2006).

In de diepere delen van de Noordzee bevinden zich gebieden die als paaigebied dienen voor verschillende vissoorten (ter Hofstede et al., 2005). Belangrijke paaigebieden liggen onder andere in het midden van de zuidelijke Noordzee (schol, tong, wijting, haring en kabeljauw), in de Duitse Bocht (schol) en rond de Doggersbank (haring). De meeste vissen produceren pelagische (zwevende) eieren, waardoor er geen relatie is met de onderliggende bodem.
Veel vissoorten kennen geen specifieke paailocaties maar paaien over een zeer groot gebied. In de Noordzee zetten slechts enkele vissoorten (waaronder haring, zandspiering en harsmannetje) hun eieren af op het substraat. Ter Hofstede et al. (2005) hebben de paaigebieden van de belangrijkste (commerciële) vissoorten in kaart gebracht. Haring paait niet in het plangebied omdat grindbedden, waarvan de haring afhankelijk is voor het afzetten van de eieren, ontbreken. Wijting paait wel in het uiterste westen van het NCP, maar niet in het plangebied. Andere kabeljauwachtigen als schelvis en kabeljauw paaien niet of nauwelijks (meer) op het NCP, hetzelfde geldt voor de makreel. schol en tong paaien mogelijk wel in het plangebied. Het zwaartepunt voor schol ligt echter verder zuidwestelijk en dat voor tong dichter onder de kust. Soorten die zich min of meer als lokale dieren gedragen (die zich gedurende hun leven weinig verplaatsen en dus een kleine home range hebben), zoals kleine pieterman of sommige grondels, zullen zich ook ter plaatse moeten voortplanten.

Autonome ontwikkelingen
Door o.a. overbevissing en vervuiling staan veel zeldzame soorten onder druk. In de Noordzee is sinds 1900 sprake van een achteruitgang in dichtheden en biomassa van volwassen vissen. Naast klimaatverandering zijn directe menselijke invloeden, zoals bijvoorbeeld visserij, offshoreconstructie, scheepvaart, eutrofiëring e.d. belangrijke factoren die de ontwikkeling van visbestanden in de Noordzee bepalen. Een recente studie laat zien dat in de periode 1980-2008 het zeewater in het noordoostelijk deel van de Atlantische oceaan met 1,7 graden is toegenomen. Van de meest algemeen voorkomende vissoorten profiteert 72% daarvan en is toegenomen in aantal, de andere soorten zijn juist afgenomen in aantallen (Simpson et al., 2011).

In de periode 1977-2004 zijn er aanzienlijke toenames waargenomen van o.a. hondshaai, makreel, kleine pieterman, rode en grauwe poon, schar, lange schar, tongschar en dwergtong. Soorten die een afname vertoonden in de periode 1977-2004 zijn kabeljauw, doornhaai en zeewolf (Teal, 2011). Door andere auteurs genoemde trends zijn een sterk teruglopende productie van nieuwe jaarklassen (aantal vissen van een bepaalde leeftijd) van haring (Dickey-Collas, 2007 in Grontmij, 2011) en zandspiering en een sterke toename van zeenaalden (Harris et al, 2006 in Grontmij, 2011).

Daan (2005) analyseerde met behulp van data van de International Bottom Trawl Surveys over de periode 1970-2002 het aantal waargenomen vissoorten en het gemiddelde aantal vissoorten

per trek. Hij concludeerde dat het aantal waargenomen soorten in deze periode toe is genomen met 36% en het gemiddelde aantal soorten per trek met 25%. Deze toename wordt door diverse auteurs gerelateerd aan een stijgende zeewatertemperatuur als gevolg van klimaatverandering (bv. Hiddink & Ter Hofstede in Teal 2011). Door verder toenemende temperaturen kan voortzetting van de voorbeschreven ontwikkelingen worden verwacht.

7.3.3 Zeezoogdieren

Afbakening soorten en beschermingsregiem

Als gevolg van de aanleg en de daarop volgende exploitatie, onderhoud en uiteindelijke verwijdering van het windpark treden mogelijk effecten op het gedrag en/of de conditie van zeezoogdieren in de Noordzee op. Het gaat om zeehonden en bruinvissen. Andere soorten zeezoogdieren trekken zelden en onregelmatig door de Nederlandse wateren (zie bijvoorbeeld: Geelhoed SCV & T. van Polanen Petel, 2011), omdat hun habitat elders is gelegen. Dit geldt voor de witsnuitdolfijn (*Lagenorhynchus albirostris*), dwergvinvis (*Balaenoptera acutorostrata*) en de tuimelaar (*Tursiops truncatus*). De aanwezigheid in het plangebied van deze soorten is dermate incidenteel dat geen belangrijke effecten van de aanleg, exploitatie of verwijdering van een windpark in Borssele op deze soorten mogelijk zijn. Deze soorten worden daarom niet verder behandeld.

De gewone zeehond en de grijze zeehond zijn beschermd onder verschillende conventies en verdragen. Beide soorten zijn gekwalificeerd als beschermde soorten onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en V).

De bruinvis is eveneens beschermd onder verschillende conventies en verdragen, zoals de Conventie van Bern en de Conventie van Bonn en is gekwalificeerd als beschermde soort onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en V). Op basis van beschikbare informatie met betrekking tot de specifieke ecologische functie voor de bruinvis kan geen onderscheid gemaakt worden ten aanzien van het belang van afzonderlijke gebieden enerzijds en de rest van de Noordzee anderzijds. Bescherming van de sterk mobiele soort in een specifiek gebied is daarom niet geëigend, maar moet aansluiten bij de relevante ecologische schaal van het voorkomen van de populatie bruinvissen (het zuidelijke deel van de Noordzee). Bescherming van de soort en realisatie van de doelstelling wordt bereikt door de uitvoering van het Bruinvisbeschermingsplan (Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011).

Bruinvis

Habitat

Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (Phocoena phocoena) de enige soort die regelmatig in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De habitat van de bruinvis bestaat uit kusten en estuaria, maar de soort wordt ook ver van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen & Siemensma, 2011). De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Recent onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen offshore uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat.

Verspreiding en aantallen

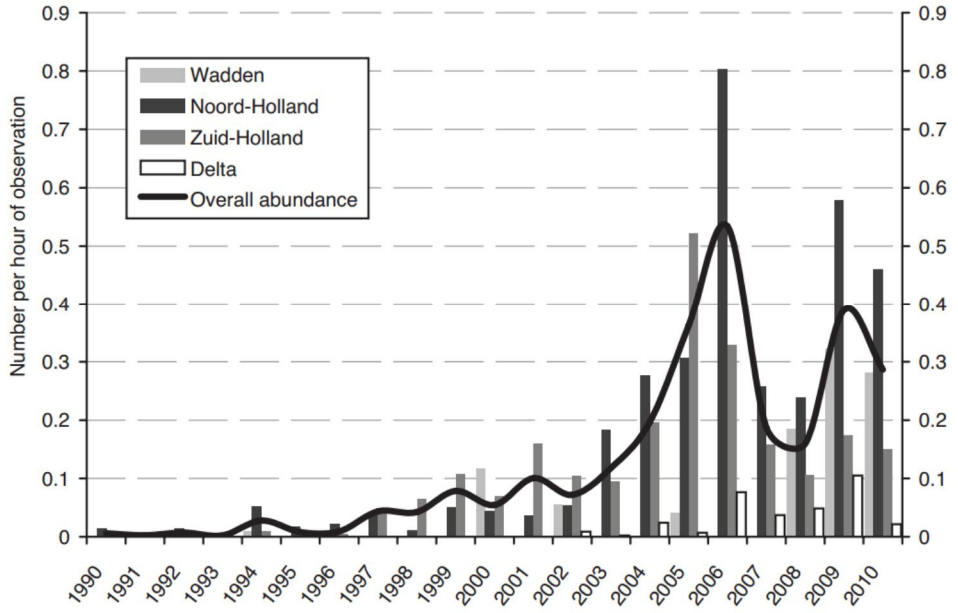
Bruinvissen zijn lastig te tellen op zee. Systematisch verzamelde gegevens over aantallen en verspreiding in Nederlandse wateren zijn schaars. Ook gegevens over aantallen en verspreiding op grotere schaal zijn vrij beperkt. De wereldpopulatie van de bruinvis wordt geschat op ongeveer 700.000 exemplaren (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op Europees niveau zijn twee tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II (2005) komt op een aantal bruinvissen van circa 344.000 voor het gehele SCANS survey gebied, waarbij voor de Noordzee een totaal van ongeveer 250.000 exemplaren geldt. In vergelijking met de tellingen in SCANS-1 (1994) waren aantallen in het noorden sterk afgenomen en in de zuidelijke Noordzee (waaron-

der het Nederlands deel) sterk toegenomen. 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 et al., 2011).

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, later werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich echter weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Recentere studies laten deze toename nog duidelijker zien (Camphuysen 2004, Leopold & Camphuysen 2006).

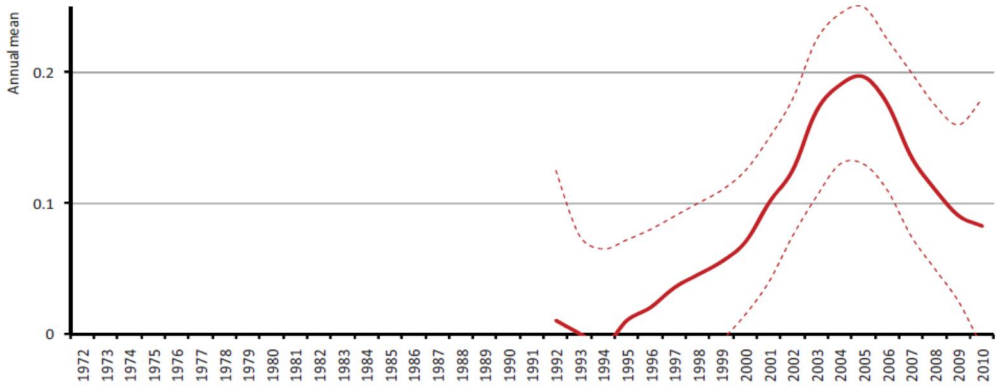
Tellingen van bruinvissen vanaf vaste locaties langs de Nederlandse kust (waar zeevogels worden geteld) laten zien dat het aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar langs de Nederlandse kust varieert (figuur 7.9). De snelle toename in aantallen langs de kust in 2006 heeft zich in de jaren daarop (2007 – 2008) niet verder doorgezet. Na twee relatief magere jaren volgde weer een opleving in 2009-2010, maar de aantallen waren minder groot dan in 2006 (Camphuysen, 2011).

Figuur 7.9 Aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar voor de periode 1990 – 2010 (Camphuysen, 2011)



Gegevens van tellingen vanuit vliegtuigen (van 1991-2009) laten een vergelijkbare trend zien. Tot 1995/1996 zijn de aantallen zeer laag. Daarna namen aantallen toe tot 2005. Vooral van 2002-2005 was een sterke stijging te zien. Tussen 2005 en 2009 namen dichtheden weer af (Arts 2010, in Camphuysen & Siemensma, 2011). Onderstaande figuur geeft de trend in het gemiddelde jaarlijkse voorkomen van bruinvissen weer (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011).

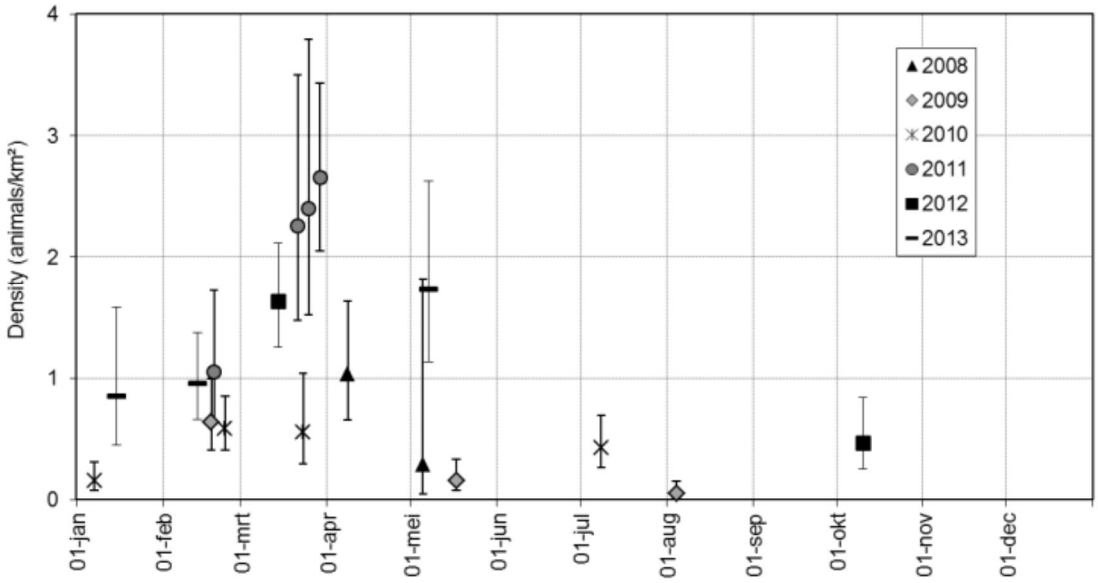
Figuur 7.10Trends in annual mean abundance (95% CV) of Harbour Porpoises found during bi-monthly aerial seabird surveys, 1992-2010 (no data prior to 1992); redrawn from Arts 2010.



In de Milieueffectenbeoordeling van het SEASTAR offshore windmolenpark ten noordwesten van de Lodewijkbank en ten zuidoosten van de Bligh Bank (2013) zijn ook gegevens opgenomen die relevant zijn voor de verspreiding en dichtheid van bruinvissen in het naastgelegen Belgische deel van de Noordzee. De nu volgende tekst is daaruit afkomstig.

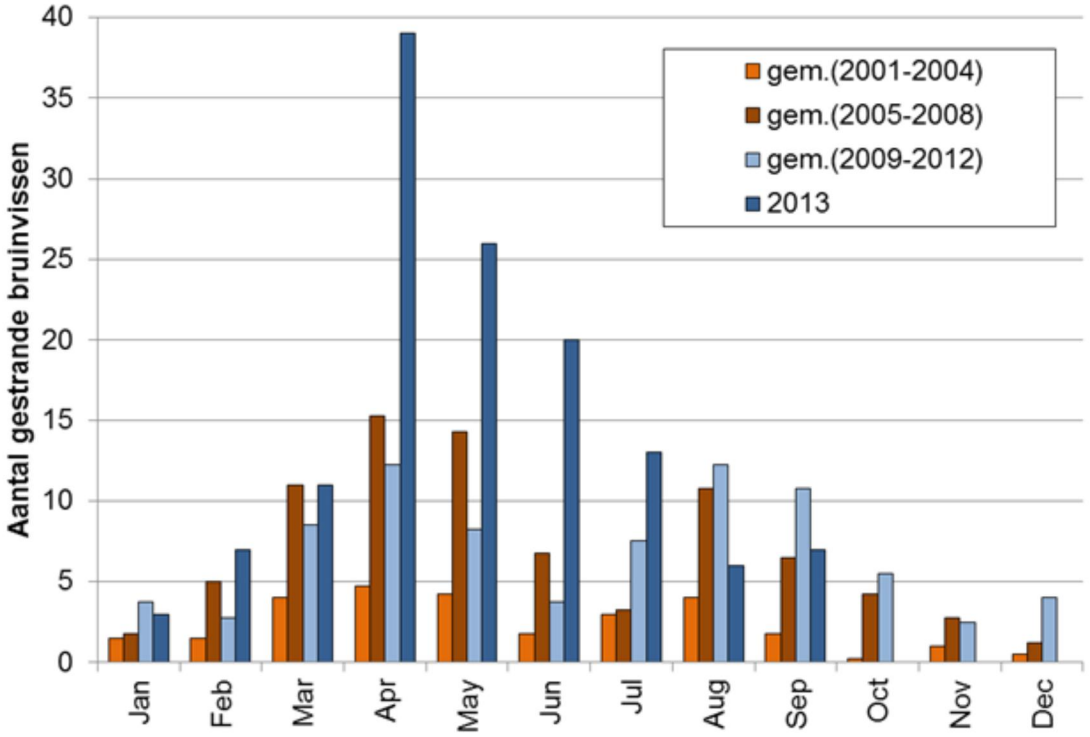
"Uit de monitoring van de afgelopen jaren blijkt dat de bruinvis algemeen voorkomt in zuidelijke Noordzee, ten minste in het voorjaar (Ascobans, 2011; Geelhoed et al., 2011; 2013; Haelters et al., 2012). De hoogste dichtheden worden bereikt tijdens de maanden maart en april (Figuur 7.11), en de totale geëxtrapoleerde aantallen tijdens deze maanden (4.000 tot meer dan 8.000 dieren) vormen een significant deel van de Noordzee-populatie.

Figuur 7.11: Geschatte dichtheden aan bruinvissen (in een gebied ongeveer equivalent met Belgische wateren) zoals vastgesteld tijdens luchtsurveys uitgevoerd tussen 2008 en 2013 (Haelters et al., 2013a).



Het aantal gestrande dieren kan gebruikt worden als maat voor het aantal dieren in de nabije wateren, hoewel veel factoren dit aantal beïnvloeden. De hoge dichtheid aan bruinvissen in Belgische wateren tijdens de survey van mei 2013 ging gepaard met een relatief hoog aantal gestrande dieren in deze periode (Figuur 7.12). Tussen april en juli werden recordaantallen aangespoelde bruinvissen gemeld. Mogelijk was deze hoge dichtheid een gevolg van een relatief koud voorjaar, met consequenties voor de beschikbaarheid van geschikt voedsel (Haelters, 2013). Ook in Nederland werden in dezelfde periode ongewoon veel gestrande bruinvissen gerapporteerd (IJsseldijk & Begeman, 2013).

Figuur 7.12. Gemiddeld aantal gestrande bruinvissen per maand van 2001 tot 2013. Data 2013 t.e.m. september (data KBIN, niet gepubliceerd).

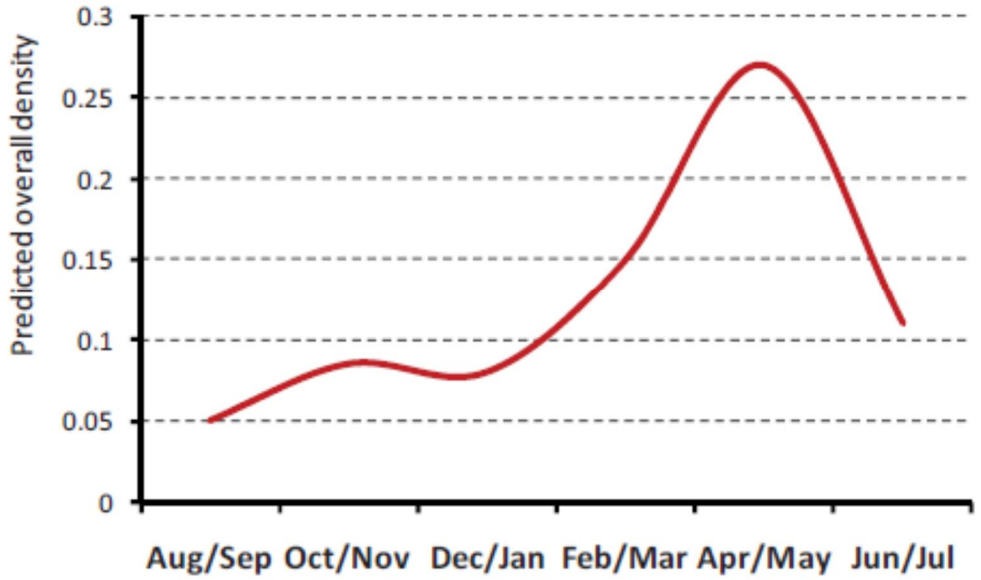


De beschikbare data tonen aan dat patronen in dichtheid en verspreiding van deze zeer mobiele diersoort tamelijk onvoorspelbaar blijven, met belangrijke variaties op korte termijn mogelijk onder invloed van variaties in het voorkomen van geschikte prooien."

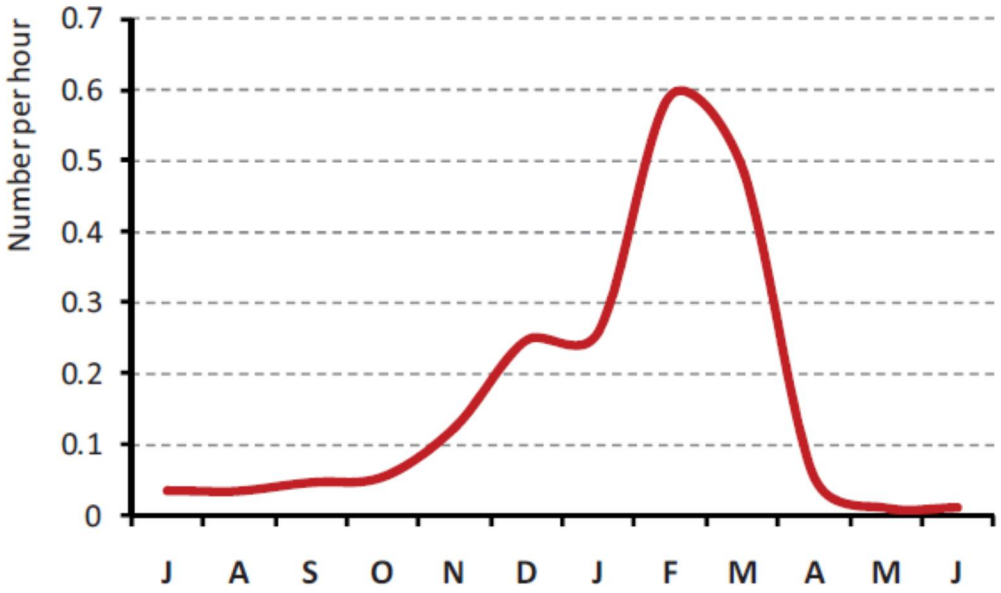
Seizoensvariatie

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 7.13 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 7.14 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).

Figuur 7.13 Seasonal pattern in abundance Harbour Porpoises during seabird surveys, 1990-2010; redrawn from Arts 2010).



Figuur 7.14 Seasonal pattern in numbers of Harbour Porpoises per hour of observation during sea-watching (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 7.13) 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).

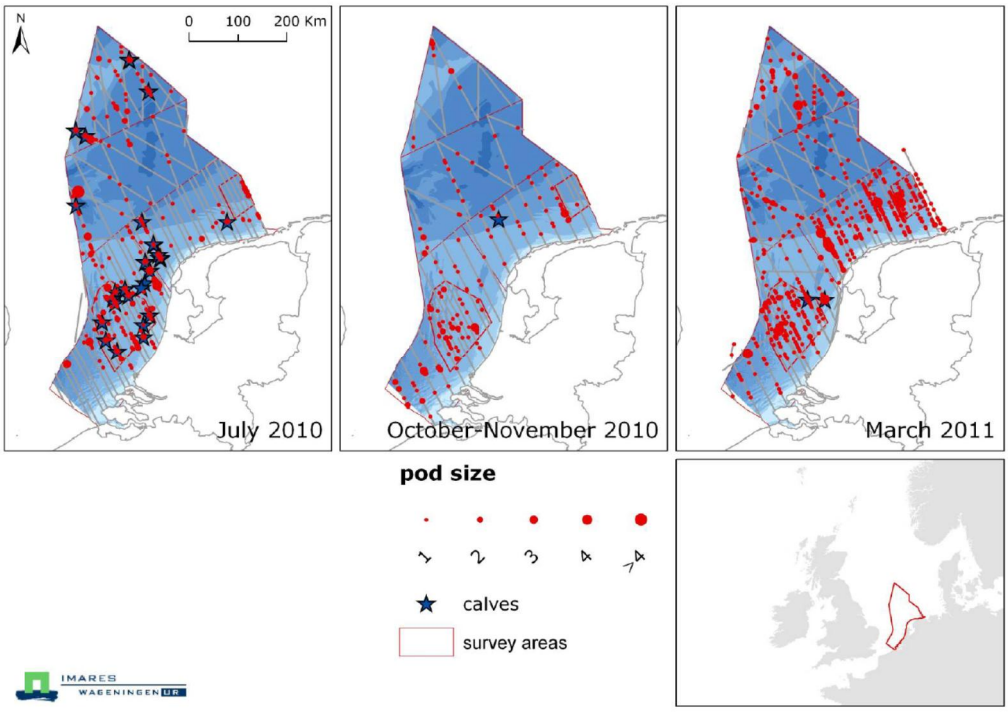
In maart 2011 werden in grote delen van het NCP hoge dichtheden gevonden, behalve bij Zeeland en de nabije kustzone van Noord- en Zuid-Holland. In juli werden hoge dichtheden gevonden rond de Bruine Bank, Botney Cut/Doggersbank en de Borkumse stenen. In oktober zijn de bruinvissen gelijkmatiger verspreid (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.

Bruinvissen in plangebied

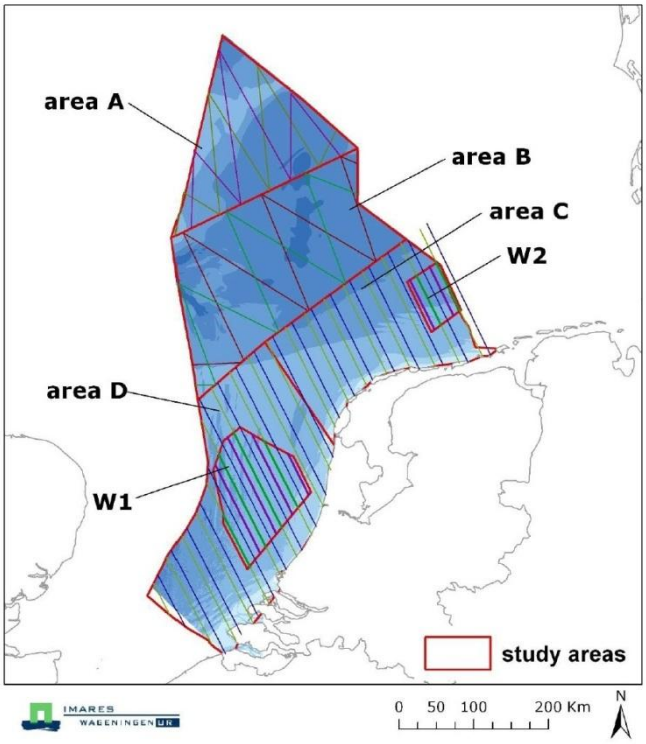
Het plangebied ligt in het gebied waar in maart, juli en oktober relatief lage dichtheden voorkomen. De volgende figuur geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens vliegtuigtellingen in 2010 en 2011 (figuur 6 uit Geelhoed et al. 2011).

Figuur 7.15 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 kalfjes weer. (uit Geelhoed ea., 2011)



Tabel 7.4 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar het plangebied binnenvalt. Het plangebied betreft gebied 'D', zoals weergegeven in figuur 7.16 en de gemiddelden voor het hele NCP.

Figuur 7.16 Deelgebieden Bruinvistellingen (Geelhoed, 2011)



Tabel 7.4 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).

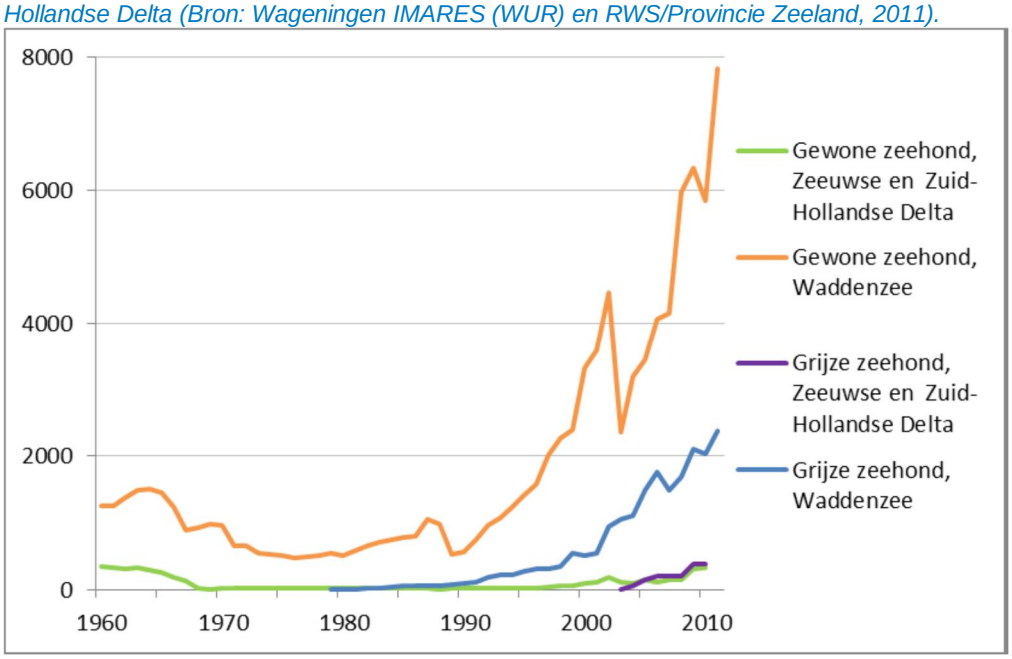
periode	Dichtheid (aantal dieren/km^2) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km^2 NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438(0,236-0,903)	10098 (4341-22024)	25998 (13988-53623)
Okt/nov 2010	0,398(0.212 - 0.733)	0,505 (0,271-0,994)	8304(4431 – 15296)	29963 (16098-59011)
Maart 2011	1,174(0.658 - 2.389)	1,441 (0,803-2,786)	24501 (13726 – 49833)	85572 (49324-165443)
Maart 2012	1,42 (0,77 – 2,91)	1,12 (0,63-2,20)	29696 (15992 – 60810)	66685 (37284-130549)
Maart/apr 2013	1,32 (0,66 – 2,83)	1,07 (0,55-2,17)	27602 (13815 – 58987)	63408 (32478-128588)

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 7.17 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 7.17 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: Wageningen IMARES (WUR) en RWS/Provincie Zeeland, 2011).



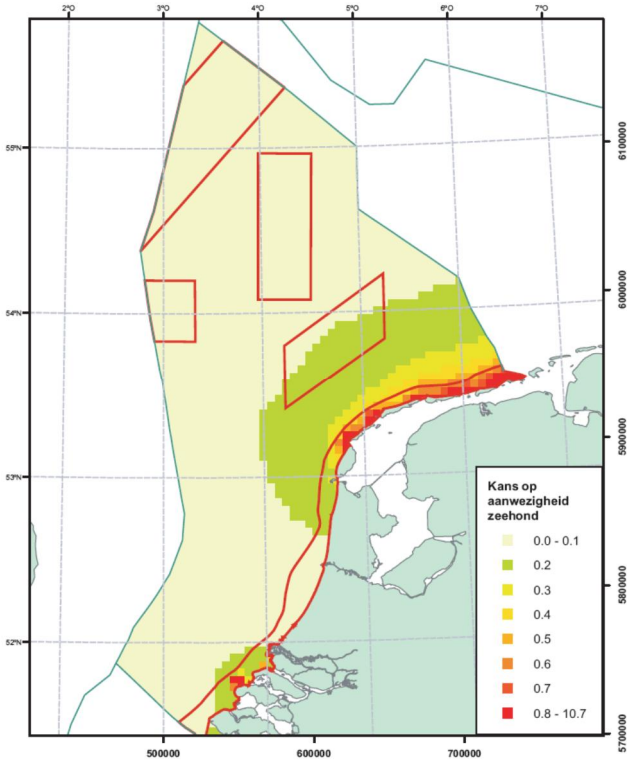
Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. Vliegtuigtellingen van gewone zeehonden geven aantallen van 2300 dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6800 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).

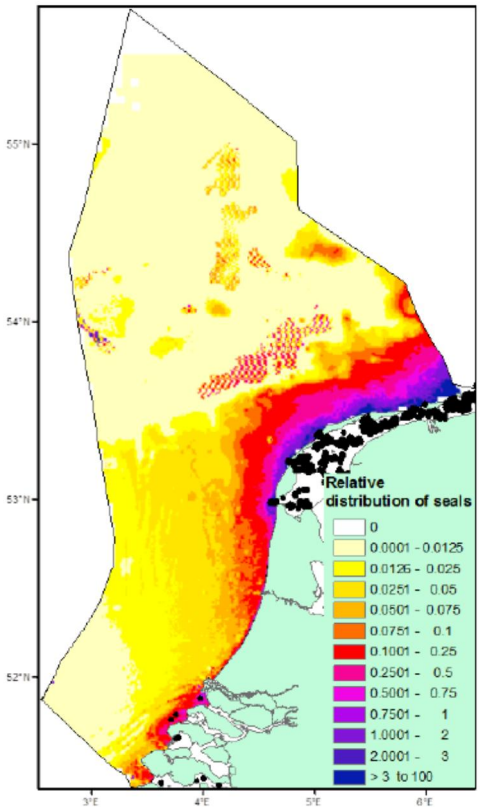
In het Deltagebied worden slechts zeer weinig pups geboren. Daarnaast is de mortaliteit er hoog. De groei van de populaties is te verklaren door import vanuit andere gebieden, zoals het Waddengebied of Engelse kolonies.

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 7.18 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 7.19 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en vliegtuigtellingen (Brasseur 2012).

Figuur 7.18 Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom et al, 2005)



Figuur 7.19 Gemodelleerde voorspelling van zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met vliegtuigtellingen (zwarte stippen zijn Haul out sites)[24].



[24] Uit: Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms, Brasseur et al., rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012

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.

Natura 2000-gebieden en instandhoudingsdoelstellingen
In tabel 7.5 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 & Saeftinghe concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor ten behoeve van 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. Het doel met betrekking tot een 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 7.5 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 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
	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

Autonome ontwikkelingen zeezoogdieren
Bij het niet installeren van windturbines in de kavel mag verondersteld worden dat de waarde voor mariene zoogdieren van de site nagenoeg hetzelfde zal blijven. Behalve bestaande (semi)-natuurlijke fluctuaties in het zeezoogdierbestand (bijvoorbeeld door veranderingen in de voedselbeschikbaarheid, of door verschuivingen in de overwinteringsgebieden), zijn er geen aanwijzingen dat er momenteel belangrijke natuurlijke wijzigingen plaatsvinden in het gebied.

Haelters (2010) stelt dat de situatie van de bruinvis kwetsbaar is en dat zeer snelle veranderingen in de Noordzeepopulaties kunnen optreden. De belangrijkste bedreigingen voor zeezoogdieren zijn overbevissing, incidentele vangst, vervuiling (inclusief geluid en afval), klimaatveranderingen en aanvaring met schepen. Andere menselijke activiteiten, zoals de bouw van de naburige windparken in België, zullen de autonome ontwikkeling beïnvloeden. Zie voor meer informatie onder ‘cumulatieve effecten’.

7.4 Effectbeschrijving

7.4.1 Bodemdieren[25]

Ruimtebeslag in de aanlegfase

De grootste effecten van ruimtebeslag treden op bij het gebruik van funderingen met erosiebescherming uit stortsteen. De effecten van ruimtebeslag door het ingraven van de kabel zijn tijdelijk en daarmee de gevolgen voor de bodemfauna veel kleiner. De effecten van het ruimtebeslag zijn maximaal bij een Gravity Based fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine en bedraagt voor het gehele park dan maximaal 51,7 ha. Dit ruimbeslag bedraagt ten opzichte van het NCP (57.000 km^2) 0,0009%. In het plangebied is daarbij ten opzichte van het overige deel van het NCP sprake van een relatief lage diversiteit en dichtheid, waardoor de effecten op de biodiversiteit, dichtheid en biomassa in relatieve zin nog kleiner zijn (effectbeoordeling 0/-).

Bodemverstoring in de aanlegfase

Door het ingraven van de kabels van de turbines naar het transformatorstation treedt tijdelijk verstoring van de bodem op. Bij toepassing van een spanning van 33 kV bedraagt de totale lengte aan parkbekabeling 100 à 110 km. Bij 66 kV kunnen meer turbines op een streng worden aangesloten, waardoor de totale lengte aan parkbekabeling kleiner is (circa 70 à 80 km). Bij een breedte van de kabelsleuf van 3 m beslaat de bodemverstoring maximaal 0,33 km^2. Dit is 0,5% van het park zelf en 0,0006% van het NCP. Omdat de omvang klein is en de effecten tijdelijk zijn, zijn de effecten als gering beoordeeld (effectbeoordeling 0/-).

Verandering van substraat in gebruikfase

De harde substraten van de palen en de stortsteen zullen begroeien mosselen, anemonen, algen en zeewieren, etc. Hierdoor zal de biodiversiteit aanzienlijk toenemen zoals ook blijkt uit onderzoek na de aanleg van OWEZ (Bouma & Lengkeek, 2009, 2012). Voor de mate en soort van aangroei is het type substraat van belang: staal bij de fundering en stortsteen als erosiebescherming rond de fundering. Van boven naar beneden ontstaan een getijdenzone, een sublitorale wierzone en sublitorale zones. De laatste worden gedomineerd door dierlijke organismen. Tussen de stortsteen ontstaan holten waar bepaalde kreeftachtigen, zoals bijvoorbeeld de Noordzeekrab en Noordzeekreeft, kunnen verblijven. In dit opzicht is er sprake van aanmerkelijk positieve effecten. De grootse effecten zijn te verwachten bij gravity based fundatie van 40 m die kan worden toegepast bij 10 MW turbines. Het totale areaal aan hardsubstraat bestaat inclusief de verticale oppervlakte van de palen meer dan 40 ha. Omdat het areaal aan hardsubstraat op het NCP beperkt is, is de toename in relatieve zin groot (effectbeoordeling +).

Geluid/trillingen in aanleg, gebruiks- en verwijderingsfase

De grootste toename aan geluid/trillingen treedt op bij het heien van grote monopalen die kunnen worden toegepast bij 10 MW turbines. In minder mate is er sprak van toename van geluid/trillingen als gevolg van het aanbrengen van stortsteen en het ingraven van de kabel in de aanlegfase en het draaien van de windturbines. Er zijn geen onderzoeken bekend waaruit blijkt dat benthos gevoelig is voor geluid of trillingen. Onderzoek dat is uitgevoerd enkele maanden na de realisatie van OWEZ, waarbij sprake was van heien, toont aan dat de realisatie van OWEZ ook geen effect had op de recruitment van tweekleppigen (Bergman, 2010) en/of dichtheden van macrobenthos soorten (Daan et al., 2009). Er worden dan ook geen effecten op de diversiteit, dichtheid of biomassa van benthos verwacht als gevolg van de aanleg of gebruik van het windpark (effectbeoordeling 0).

Vertroebeling in aanleg, gebruiks- en verwijderingsfase

Bij het plaatsen of verwijderen van de turbines en het ingraven van de kabels kan door opwoeling van de bodem vertroebeling optreden. Dit kan leiden tot tijdelijke effecten op de voedselopname van bodemdieren of bedekking ervan. De maximale effecten zijn te verwachten bij toepassing van een gravity based fundatie van 40 m (10 MW) omdat deze het grootste effectgebied hebben. De in de Noordzee aanwezige bodemdieren zijn aangepast aan een natuurlijke seizoensafhankelijke dynamiek, waarbij er tijdens stormen opwoeling en zandverplaatsingen optreden die in omvang en duur vergelijkbaar of groter zijn. In de onderste waterlagen is het

[25] In het plangebied komen in de huidige situatie vanwege onvoldoende lichtdoordringing op de bodem en afwezigheid van geschikt hard substraat voor aanhechting (er is uitsluitend een zandbodem aanwezig) geen algen of wieren voor.

slibgehalte van nature al relatief hoog. Omdat de huidige bodemgemeenschap onder deze omstandigheden is gevormd worden er geen effecten van vertroebeling in de aanlegfase op de diversiteit, dichtheid of biomassa van de aanwezige bodemdieren verwacht. Dit wordt ondersteund door de studies die zijn verricht in het kader van OWEZ (effectbeoordeling: 0).

Straling
Indien er een magnetisch veld rond de kabels optreedt dan zal de invloed op het bestaande magnetisch veld zich vooral manifesteren direct in en op de bodem boven de kabels. Het is onbekend of bodemdieren hier een negatieve invloed van ondervinden. Indien wel een negatieve invloed optreedt, dan mag verwacht worden dat deze beïnvloeding lokaal is en zich tot niet meer dan enkele meters uitstrekt. Hetzelfde geldt voor de warmte-ontwikkeling, die lokaal op de bodem maximaal 2-3 graden kan bedragen. De effecten zijn dusdanig laag en lokaal (directe omgeving van de kabel) dat de effecten op voorhand als ecologisch niet relevant kunnen worden beschouwd (effectbeoordeling 0).

Verandering visserij in gebruiksfase
Door afsluiting van het gebied voor visserij zal zich een meer evenwichtige bodemfauna kan ontwikkelen die niet alleen maar bestaat uit pioniersoorten. Zowel de diversiteit, dichtheid als biomassa kan hierdoor toenemen. Resultaten van macrobenthos bemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park (in februari 2011) konden een dergelijk effect echter (nog) niet aantonen (Bergman et al., 2012) (effectbeoordeling 0/+).

Samenvatting
De mogelijke negatieve effecten op bodemdieren zijn het grootst bij het 3 MW alternatief met 33 kV parkbekabeling wat betreft ruimtebeslag en vertroebeling. De verschillen tussen beide alternatieven zijn echter ecologisch niet relevant onderscheidend. Positieve effecten zijn mogelijk als gevolg van toename hardsubstraat en afsluiting voor de visserij.

7.4.2 Vissen

Ruimtebeslag in aanleg- en gebruiksfase
Door het aanbrengen van de funderingen treedt ruimtebeslag op ten koste van leefgebied van bodemvissen van zacht substraat, zoals platvis, zandspiering en ponen. De grootste effecten treden in dit kader op bij het gebruik van funderingen met erosiebescherming van stortsteen. De effecten ruimtebeslag door het ingraven van de kabel zijn tijdelijk en daarmee de gevolgen voor de vissen veel kleiner.

De effecten van het ruimtebeslag zijn maximaal bij een gravity based fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine en bedraagt voor het gehele park dan maximaal 51,7 ha. Dit ruimbeslag bedraagt ten opzichte van het NCP (57.000 km^2 0,0009%. In het plangebied is daarbij geen sprake van een relatief hoge diversiteit of dichtheid, waardoor de effecten op de biodiversiteit, dichtheid of biomassa relatief nog kleiner zijn (effectbeoordeling 0/-).

Verandering substraat in gebruiksfase
Bij windturbines kunnen zich in de grove laag van stortstenen verschillende typen vissoorten ophouden: soorten die over en tussen het substraat kruipen, soorten die weliswaar vrij zwemmen maar duidelijk aan de bodem gebonden zijn en soorten die in het vrije water zwemmen maar zich toch in de nabijheid van harde substraten kunnen ophouden zoals de (zee)paling. In onderzoek is aangetoond at de dichtheid van vissen nabij een paal veel hoger is dan erbuiten (Couperus et al. 2010). Diverse vissoorten, zoals de zeedonderpad, de snotolf en de geep, gebruiken hard substraat in de getijdenzone en in ondiep water om hun eieren af te zetten. Soorten die zich meer in de buurt van harde substraten ophouden zijn harders en zeebaars.

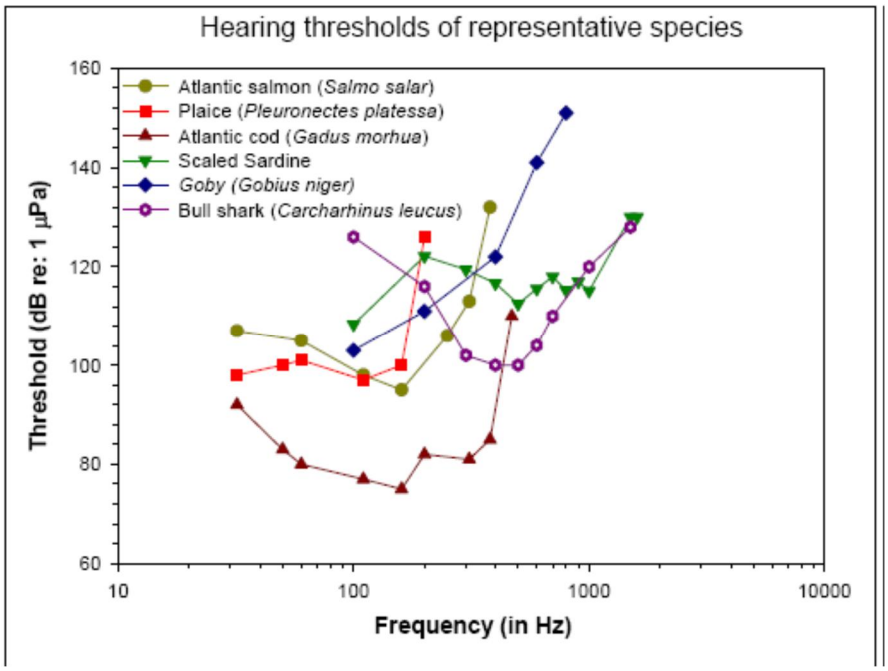
De aangroei van wieren of benthos op wrakken en kunstriffen vormt voor de meeste vissoorten waarschijnlijk geen belangrijke reden voor het samenscholen. De biomassa van deze aangroei is weliswaar hoog, maar deze wordt voor een groot deel gevormd door zeeanemonen, die nauwelijks in aanmerking komen als voedselbron voor vissen. Als de aangroei voornamelijk uit mosselen bestaat, kunnen zich daartussen wormen (zoals zeerupsen), ophouden die wel als voedselbron kunnen dienen. Of de mosselen zelf ook vissen uit het omringende water aantrek-

ken is niet bekend. Naarmate de mossel groter wordt, wordt in het algemeen een betere bescherming tegen predatie bereikt. De positieve effecten van de aanwezigheid van hard substraat kunnen voor een deel weer teniet worden gedaan door de negatieve effecten van geluid op vissen in de gebruikfase (effectbeoordeling 0/+).

Geluid/trillingen in aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase
Geluid en trillingen kunnen optreden in de aanlegfase door heien, het storten van de stortsteen, het varen met schepen en het ingraven van de kabels, in de gebruiksfase door het draaien van de turbines en in de verwijderingsfase door varen en trillen. De grootste toename aan het niveau en effectgebied van geluid/trillingen treedt op bij het heien van grote monopalen die kunnen worden toegepast bij 10 MW turbines.

Vissen kunnen wat betreft het waarnemen van geluid in twee groepen worden verdeeld, namelijk in hoorspecialisten en hoorgeneralisten. Hoorspecialisten hebben speciale aanpassingen, waardoor ze een bredere range van geluiden kunnen waarnemen en/of geluid bij een lagere geluidsterkte kunnen waarnemen dan hoorgeneralisten. De meeste vissoorten zijn geluidsgeneralisten (Hastings & Popper, 2005).

In figuur 7.20 is voor een aantal zoutwatersoorten aangegeven wat de minimale geluidssterkte is waarop de betreffende vissoort geluid van een bepaalde frequentie kan waarnemen. De schol, kabeljauw, zwarte grondel en Atlantische zalm zijn soorten die ook in de Noordzee in meer of mindere mate voorkomen. Uit de figuur blijkt dat de kabeljauw van de weergegeven soorten het gevoeligst is voor geluid. De meeste vissoorten die in de Noordzee voorkomen (schar, kabeljauw, schelvis, haring, pollak, leng, zalm, zwarte grondel) zijn hoofdzakelijk gevoelig voor geluid met een frequentie tussen 100 en 300 Hz. Schol kan alleen geluid waarnemen tot circa 200 Hz. Het relatieve slechte gehoor van de schol heeft waarschijnlijk te maken met het ontbreken van een zwemblaas. De amerikaanse fint, familie van de in Nederland voorkomende fint en elft kan alleen geluid waarnemen met een frequentie tussen 1.000 en 1.500 Hz. Roggen zijn waarschijnlijk niet in staat geluid boven 800 en 1.000 Hz waar te nemen.



Figuur 7.20 Drempelwaarden voor geluidwaarnemingen van verschillende soorten vissen (Hastings & Popper, 2005)

Hoewel vissen op grote afstand trillingen kunnen waarnemen, leidt dit in het algemeen slechts beperkt tot vermijdingsgedrag. Vissen bevinden zich immers ook op korte afstand van allerlei andere verstoringbronnen, waaronder varende schepen. De meeste vissen zijn beperkt gevoelig (100-300Hz) voor het geluid dat door varende schepen wordt voortgebracht (400-500Hz).

Trekvissen als de fint zijn gevoelig voor geluid (1.000-1.500 Hz). Reactieafstanden van vissen variëren afhankelijk van de beoordeelde soort en vaartuig van 100-200 m voor normale vaartuigen tot 400 m voor luidruchtige vaartuigen (Mitson, 1995). Aangenomen mag worden dat de effecten op vissen als gevolg van de vaarbeweging niet meer dan 200 m bedragen. Gezien de tijdelijkheid van de effecten en de ruime uitwijkmogelijkheden zijn de effecten van varende schepen in de aanleg- en verwijderingsfase op vissen verwaarloosbaar.

Het heien (piledriving) van de monopiles in de aanlegfase gaat gepaard met zeer hoge geluidsniveaus en bij deze activiteit worden de meest ernstige effecten verwacht. Hoewel deze verstoring tijdelijk is, zijn de geluidsniveaus dermate hoog dat er sprake kan zijn van zware hinder en zelfs sterfte. Verboom (2005) schat op grond van Amerikaans onderzoek in, dat vissen die zich binnen 300 meter van de heiplaats bevinden, direct of na enige tijd kunnen sterven. Effecten van zeer sterk onderwatergeluid op vis kan variëren van tijdelijke of permanente gehoorschade (beschadigingen aan haarcellen in het binnenoor), tot interne bloedingen (door het hele lichaam), tot orgaanschade (lever, nieren) door plotselinge expansie van de zwemblaas, tot een ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk). Vissterfte als gevolg van heigeluid kan direct zijn of indirect, bijvoorbeeld doordat meeuwen vissen oppikken die tijdelijk verdoofd aan het oppervlak komen. Dergelijke effecten zijn vastgesteld in Amerikaanse studies, tot op afstanden van 500 m tot de geluidsbron (Anonymus, 2001). Sterfte door onderwatergeluid neemt af met afstand tot de bron, maar hoe precies hangt af van de lokale omstandigheden en de betrokken vissoorten (Hastings & Popper, 2005). Het verstoringseffect van heien op vissen in de wijdere omgeving (>500 m) is beperkt aangezien er voldoende uitwijkmogelijkheden zijn.

Omdat in de praktijk het heien met beperkte intensiteit begint zullen vissen wegzwemmen van heilocaties zodat sterfte van vissen op het moment dat er met maximale energie geheid gaat worden in principe niet zal optreden. De effecten kunnen mogelijk nog worden verminderd door het toepassen van bellenschermen, geluidadsorberende mantels voor de hei installaties e.d. Aangenomen mag worden dat voor zover sprake is van geluid dat schadelijk is voor vissen dit slechts incidenteel zal leiden tot slachtoffers. Dit betreft vissoorten met een zwemblaas. Voor soorten zonder zwemblaas zijn effecten uit te sluiten. Er van uitgaande dat vissen in de worst case situatie niet wegzwemmen en gemiddeld in de tijd over het gehele NCP verspreid zijn, dan bevindt zich binnen het effectgebied waarbinnen schade kan optreden (500 m) circa 0,0004% van de populatie van enige vissoort (0,25 km^2/57.000 km^2 NCP). Bij een gemiddeld maximale levensverwachting van vissen op de Noordzee van 10 jaar (worst case) is de natuurlijke sterfte 10%. De mogelijke schadelijke effecten van het heien bedraagt dan <<1% van de natuurlijke sterfte. In dit kader is er geen sprake van ecologisch relevante effect op populatieniveau van enige vissoort.

Indien vissen (met name hoorspecialisten) het windpark tijdens het heien geheel mijden bedraagt het tijdelijk verlies aan leefgebied in de aanlegfase 61 km^2, dit is minder dan 0,11% van het NCP. Omdat er niet binnen het gehele park tegelijkertijd geheid wordt is het daadwerkelijke tijdelijk verlies areaal veel kleiner. De duur van de effecten bedraagt minimaal circa 35 dagen (10 MW) en maximaal circa 117 dagen (3 MW) uitgaande van de aanleg van 1 paal per dag. Gezien de tijdelijkheid van de effecten en de uitwijkmogelijkheden zijn de effecten alsnog beperkt (effectbeoordeling 0/-).

Het heien kan ook van invloed zijn op het overleven van vislarven. In eerdere effectbeoordelingen (o.a. Grontmij 2008) zijn door Deltares berekeningen uitgevoerd naar populatie effecten uitgaande van een worst case aanname van 100% sterfte binnen 1 km afstand (Prins et al. , 2009). Recent is een aantal experimentele onderzoeken (Solea solea, Bolle et al. 2012, Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. Progress report 2013) uitgevoerd naar larven van zeetong, zeebaars en haring. Uit deze onderzoeken blijkt dat de eerdere berekeningen op basis van het model met 100% sterfte binnen 1 km voor windmolenparken op zee te conservatief was. De effecten van de verminderde larvenaanvoer na doorwerking op de populatie blijft ruim onder de 1% van de natuurlijke sterfte. Het plangebied heeft daarbij voor zover bekend geen specifieke functie heeft als paaigebied voor vissen

Vissen (met name hoorspecialisten) kunnen in de gebruiksfase hinder ondervinden van het geluid van draaiende windturbines, vooral bij hogere windsnelheden en de daarmee gepaard

gaande hogere geluidsniveaus. Bij windsnelheden van 13 meter per seconde of meer zouden vissen binnen vier meter van de monopalen worden verdreven (Wahlberg & Westerberg, 2005).

Vertroebeling in aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase
Bij het plaatsen of verwijderen van de turbines en ingraven van de kabels kan door opwoeling van de bodem vertroebeling optreden. De maximale effecten zijn te verwachten bij toepassing van een Gravity Based fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine omdat deze het grootste effectgebied heeft (maximaal 51,7 ha).

Voor het waarnemen van hun omgeving maken vissen zowel gebruik van het opvangen van trillingen met hun zijlijnorgaan als het zicht. Het zicht van vissen is in het algemeen beperkt en lijkt vooral van belang voor waarnemingen op korte afstand. De verwachting is dat eventuele afname van het doorzicht geheel gecompenseerd kan worden door het waarnemen van trillingen. Dit wordt ondersteund door het feit dat veel vissen in de Noordzee in troebel water kunnen overleven. Dit betekent tevens dat toename van de troebelheid, als het gaat om het gezien worden, geen voordeel zal opleveren ten aanzien van de kans op predatie door roofvissen. Omdat het beïnvloedingsgebied gering is ten opzichte van het NCP en de effecten per locatie tijdelijk zijn (enkele dagen) zijn de effecten beperkt (effectbeoordeling 0/-).

Straling
Vissen kunnen elektrische en magnetische veld 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. Bij haaien en roggen 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. Ze kunnen de kabels tot op een afstand van enkele tientallen meters kunnen 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 (effectbeoordeling 0).

Verandering visserij in gebruikfase
Indien het park wordt afgesloten voor bodemberoerende visserij dan kan de visstand aan bodemvissen (o.a. platvissen, roggen) zich binnen het gebied herstellen en kan dit leiden tot een hogere diversiteit en dichtheid, maar ook hogere leeftijdsklassen. Uit onderzoek bij OWEZ (Winter et al., 2010) blijkt dat voor een aantal vissen (o.a. kabeljauw) het gebied wordt gebruikt als kraamkamer waar jonge vis opgroeit (effectbeoordeling 0/+). Het effect is niet onderscheidend voor de alternatieven.

Samenvatting
De mogelijke negatieve effecten op vissen (met name vissen met een zwemblaas en hoorspecialisten) zijn het grootst bij het 10 MW alternatief wat betreft geluid/trillingen en vertroebeling. De verschillen tussen beide alternatieven zijn echter ecologisch niet relevant onderscheidend. Positieve effecten zijn mogelijk als gevolg van toename hardsubstraat en afsluiting voor de visserij.

7.4.3 Zeezoogdieren
De activiteiten gerelateerd aan de aanleg, het gebruik en de verwijdering van het windpark kunnen effecten hebben op zeezoogdieren. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsborn of in de vorm van een –fysiologisch– effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan het verhoogde geluidsniveau tijdelijk (TTS - temporary threshold shift) of permanent (PTS - permanent threshold shift) minder goed kunnen horen. Op grond van de resultaten van eerdere (Ronde 2) windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties.

Het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen is veel kleiner dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden.

Wel is het van belang het mogelijk optreden van PTS onder worst-case omstandigheden in beeld te brengen. 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.

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 7.6 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 7.6 Drempelwaarden voor optreden gedragsrespons per soort

Soort	Type effect	Waarde	Bron
Bruinvis	Gedragsrespons*	SEL_1 > 140dB re 1 μPa^2s	Heinis & de Jong, (in prep)
	PTS-onset	SEL_{CUM} > 179dB re 1 μPa^2s	TTS-onset uit Lucke et al. 2009) + 15dB
Zeehond	Gedragsrespons*	$SEL_{1,w}$ > 145dB re 1 μPa^2s	Kastelein et al. (2011)
	PTS-onset	$SEL_{CUM,w}$ > 186dB re 1 μPa^2s	Southall et al. (2007)

** Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).*

De effecten van het hei-geluid tijdens de aanleg van het windpark zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten (zie bijlage 3). 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 hei-geluid 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.

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 hei-locatie bevinden en vervolgens met een bepaalde snelheid wegzwemmen, kunnen worden blootgesteld. De totale geluidsbelasting 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.

Effecten van seismisch onderzoek
Seismisch onderzoek door met een schip via vaste transecten door het gebied te varen is in het gehele windenergiegebied Borssele reeds uitgevoerd in de periode van de voorbereiding van het nemen van het kavelbesluit (2014-2015). Daardoor zijn geen of slechts beperkte aanvullende seismische onderzoeken te verwachten voorafgaand aan de bouw van het windpark, die dan vooral gericht zullen zijn op het meer gedetailleerd onderzoeken van de exacte locaties van de windturbines die uiteindelijk gebouwd gaan worden. Het seismisch onderzoek zal daardoor lokaal en van korte duur zijn.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de tijdens het geofysisch onderzoek mogelijk in te zetten akoestische meetapparatuur en een inschatting van de mogelijke effecten op vissen en zeezoogdieren.

Tabel 7.7 Bij het geofysisch onderzoek in te zetten meetapparatuur en mogelijke effecten daarvan op zeezoogdieren en vissen (bronniveaus en frequentiebereik: Periplus, 2008; inschatting effecten: Verboom & Ainslie, pers. meded.)

	geluidskenmerken		mogelijk effect	
akoestisch meet-systeem	**bronniveau (dB re 1 µPa²m²)**	**frequentiebereik (kHz)**	**Zeezoogdieren**	**vissen**
Side scan sonar	150-235	100 - 500	freq. > ca. 200 kHz: geen bekend effect lagere frequenties: korte afstand: schade grotere afstand: versto-ring	geen bekend effect
Single beam echosounder	max. 200	33-210	freq. > ca. 200 kHz: geen bekend effect lagere frequenties: korte afstand: schade grotere afstand: versto-ring	geen bekend effect
Multibeam echosounder	max. 235	10-300	frequentie > ca. 200 kHz: geen bekend effect lagere frequenties: korte afstand: schade grotere afstand: versto-ring	geen bekend effect
Pinger	130 - 160	3,5 - 14	mogelijk verstoring	geen effect
Sub-bottom profiler (“boomer”)	200	1 - 7	korte afstand: schade grotere afstand: versto-ring	beperkt effect

Naast genoemde akoestische meetsystemen worden een Cone Penetration Tester en een Magnetometer ingezet voor bodemonderzoek. De geluidemissies daarvan zijn echter zeer beperkt. Het enige apparaat waarvan de gebruikte bronniveaus in combinatie met het frequentiebereik zeker van dien aard zijn dat ze tot effecten bij zeezoogdieren en mogelijk ook bij enkele gehoorspecialistische vissoorten kunnen leiden is de sub-bottom profiler. De gebruikte frequenties zijn namelijk relatief laag bij een vrij hoge geluidsdruk. De kans dat individuele vissen of zeezoogdieren hierdoor worden getroffen is echter heel klein, omdat de geluidsgolven sterk geconcentreerd zijn en alleen pal onder het schip worden uitgezonden (en opgevangen). Bij een drietal meetapparaten hangt het van de ingestelde frequentie af of een effect kan optreden (side scan sonar, single beam en multibeam echosounder). Als de gebruikte frequentie hoger dan 200 kHz is, zijn geen effecten te verwachten. Dergelijke hoge frequenties worden door zeezoogdieren en vissen namelijk niet gehoord. Ook als lagere frequenties worden gebruikt, zullen de effecten echter beperkt zijn, omdat de naar beneden gerichte geluidsgolven zich beperken tot het vlak dat evenwijdig aan de as van het schip ligt. De zogenaamde pingers kunnen vanwege de relatief lage frequenties mogelijk wel tot enige verstoring leiden, maar de effecten zullen niet zo ver reiken omdat de geluidsdruk niet zo hoog is als bij de eerder genoemde apparaten.

Effecten op populatieniveau

Voor de bepaling van effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de ontwikkelingen onder de kavelbesluiten, 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 hei-geluid 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.

Bruinvissen
Voor de populatie-effecten van bruinvissen is gebruik gemaakt van het Interim PCoD model van SMRU Marine (Harwoord et al. 2013). In dit model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsveranderingen en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De gevoeligheid van het Interim PCoD model is voor variaties in diverse factoren onderzocht. Voor de resultaten daarvan wordt verwezen naar Heinis & de Jong (in prep.). De uitkomsten laten zien dat er bij benadering een lineair verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie. Een eerste-orde schatting van de reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van scenario's voor de constructie van windparken op de Noordzee volgt uit de formule (mediaan-waarden = 50% kans)

"Populatiereductie (individuen) = $2{,}9 \cdot 10^{-3} \times$ bruinvisverstoringsdagen".

Interim PCoD schattingen geven ook de berekende kansverdeling voor de additionele populatiereductie. De hieruit af te leiden trend van de relatie tussen bruinvisverstorinsdagen en de mediaan-waarden is vrijwel gelijk aan den trend in de totale reductie, maar laat een aanzienlijk kleinere spreiding zien. Omdat verstoring door onderwatergeluid tot een additionele reductie leidt die grotere is dan nul, is de kansverdeling rond de mediaan – anders dan in het stochastische populatiemodel – asymmetrisch. Globaal dient er rekening mee te worden gehouden dat er een 10% kans bestaat dat de populatiereductie ongeveer 2 maal groter is dan de mediaanschatting.

Voor het nader bepalen en beoordelen van de effecten van de aanleg van windparken in de als eerste uit te geven kavels I en II op de bruinvispopulatie zijn drie extra berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd. Dit vanwege een nadere analyses waaruit bleek dat de hierboven beschreven relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de mediaanschatting van de populatiereductie niet toepasbaar is als het effect op de populatie met een grotere zekerheid dan 50% moet worden geschat. Voor de beoordeling van de effecten op bruinvispopulaties zal conform de ASCOBANS doelstelling namelijk met een hoge waarschijnlijkheid (95%) moeten worden verzekerd dat de populatie niet onder een bepaald niveau daalt (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).

In tegenstelling tot de mediaanschatting vertoont de relatie tussen dierverstoringsdagen en de 5-percentielwaarden geen rechtlijnig verband over de hele bandbreedte van de in Heinis en de Jong (in prep.) onderzochte scenario's. De reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van de constructie van kavel II volgt uit de formule (5-percentiel waarden = 5% kans op een grotere reductie)

"Populatiereductie (individuen) = $1{,}27 \cdot 10^{-2} \times$ bruinvisverstoringsdagen".

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. Hierdoor is de impact van een alternatieve fundatietechniek (tripod, jacekt) niet afwijkend van de nu onderzochte bandbreedte. Er is immer sprake van een gelijke hei-energie aan alternatief 1 en de verstoringsduur is ook gelijk. 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.

Zeehonden
Voor zeehonden zijn mogelijke cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populatie nog niet gekwantificeerd. Voor zeehonden is dan ook uitgegaan van de in 2013 ontwikkelde redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties. Deze redeneerlijn is op onderdelen licht aangepast (Heinis & de Jong, in prep)

Effecten van aanleg op bruinvissen
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. Voor de meest actuele dichtheidsschatting van bruinvissen is gebruik gemaakt van de door Geelhoed et al. (2011, 2014) gerapporteerde resultaten van vliegtuigtellingen

Het aantal beïnvloede bruinvissen is per paalpositie berekend door het gemiddelde oppervlak van het verstoorde gebied te vermenigvuldigen met de gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. De gemiddelde oppervlakte bestaat uit het gemiddelde oppervlakte uit twee windcondities.

Uit de berekeningen van HWE, gebaseerd op calculaties van TNO, blijkt dat als gevolg van de hogere gemiddelde dichtheid van bruinvissen in juli het aantal -door hei-geluid- verstoorde bruinvissen het grootst is. Afhankelijk van de locatie waar wordt geheid, kunnen in het voorjaar respectievelijk 1.974 – 2.537 (alternatief 1) en 1.188 – 1.553 (alternatief 2) bruinvissen worden verstoord. In het najaar is de gemiddelde dichtheid van bruinvissen het laagst. Dan kunnen respectievelijk 553 – 711 (alternatief 1) of 333 – 435 (alternatief 2) bruinvissen worden verstoord.

PTS
Bij het heien in alternatief 1 (35x10 MW turbines) van het windpark Borssele kunnen, als de dichtheid van bruinvissen het hoogst is, maximaal 26 bruinvissen PTS oplopen. In de zomer en de herfst is het maximaal aantal bruinvissen dat PTS kan oplopen met 9 (zomer) en 7 (herfst) aanzienlijk lager. Bij het heien van een paal voor alternatief 2 (117x3 MW turbines) zouden maximaal (in het voorjaar) 1 tot 4 bruinvissen PTS kunnen oplopen.

Populatie
In de tabellen 7.8 en 7.9 zijn de resultaten van de berekeningen van de gevolgen van veranderingen in het gedrag door hei-geluid 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 II. In deze tabellen zijn weergegeven de effecten van heien op een paalpositie met de in het kavel aanwezige maximale waterdiepte (ca. 33 meter) en een paalpositie met een minimale waterdiepte (ca.16 meter).

Tabel 7.8 Gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (35 funderingen met 3.000kJ hei-energie)

Alternatief 1	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Gem. opp verstoord (km^2)	1.787	1.390	1.787	1.390	1.787	1.390
Bruinvissen binnen contour (n)	2.537	1.974	858	667	711	553
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen (totaal)	88.789	69.083	30.013	23.352	24.886	19.363
Populatiereductie (mediaan)	257	200	87	68	72	56

Populatiereductie (5-percentiel)	1.128	877	381	297	316	246
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	63.790	38.468	21.563	13.003	17.879	10.782
Populatiereductie (mediaan)	185	112	63	38	52	31
Populatiereductie (5-percentiel)	810	489	274	165	227	137

Tabel 7.9 Gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 2 (117 funderingen met 1000kJ hei-energie)

Alternatief 2	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Gem. opp verstoord (km^2)	1.094	837	1.094	837	1.094	837
Bruinvissen binnen contour (n)	1.553	1.188	525	402	435	333
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen (totaal)	181.757	138.976	61.439	46.978	50.943	38.952
Populatiereductie (mediaan)	527	403	178	136	148	113
Populatiereductie (5-percentiel)	2.308	1.765	780	597	647	495
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	136.567	76.341	46.164	25.806	38.277	21.397
Populatiereductie (mediaan)	396	221	134	75	111	62
Populatiereductie (5-percentiel)	1.734	970	586	328	485	272

De reductie van de bruinvispopulatie op het NCP is het grootst als voor alternatief 2 in het voorjaar op de diepste locatie wordt geheid; de reductie bedraagt dan 1.734 dieren (5-percentiel). Voor alternatief 1 is dit 810 dieren (5-percentiel). Dit komt overeen met een afname van de populatie op het NCP met 1,6% (alternatief 1) en 3,4% (alternatief 2). voor de totale Noordzeepopulatie is dit respectievelijk 0,5% (alternatief 1) en 0,8% (alternatief 2). De effecten op de bruinvispopulatie zijn voor alternatief 2 ongeveer tweemaal zo groot als voor alternatief 1. Hieruit is af te leiden dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal funderingen en daarmee van het aantal bruinverstoringsdagen, sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie, dat een direct effect heeft op de oppervlakte van het verstoord gebied.

In het gedeelte van de Noordzee waar Borssele ligt kan de heilocatie een belangrijke bepalende factor vormen voor de omvang van het uiteindelijke effect: op de diepste hei-locaties het effect ongeveer 1,7 maal zo groot als op de meest ondiepe hei-locatie.

Tenslotte is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (op het NCP maximaal 227 dieren voor alternatief 1 en 486 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar zijn de maximale effecten ongeveer 3,5 maal zo groot.

Effecten van aanleg op zeehonden

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, waardoor de effecten op zeehonden van een geringe omvang zullen zijn dan op bruinvissen.

Uit de berekeningen van HWE, gebaseerd op calculaties van TNO, blijkt dat bij de constructie volgens alternatief 1, onder gemiddelde windomstandigheden (6,5 meter per seconde), de grenswaarde voor verstoring en mijding in het meest zeehonddichte gebied over een oppervlakte van 532 km^2 tot 733 km^2 zal worden overschreden. Bij aanleg volgens alternatief 2 zal dit gebied een oppervlakte hebben van 308 km^2 tot 428 km^2.

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde zeehonden op het NCP is de relatieve dichtheid volgens Brasseur et al. (2012) gebruikt. De resultaten van de berekening zijn opgenomen in tabel 7.10. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 4 zeehonden (alternatief 2). Voor deze berekeningen zijn verschillende hei-locaties gehanteerd. In onderstaande tabel zijn twee hei-locatie gekozen die het meest dicht bij de kust liggen (zie bijlage 3).

Tabel 7.10 Gevolgen van heien t.b.v. de aanleg kavel II voor zeehonden

	Alternatief 1 Hei-energie 3.000kJ		Alternatief 2 Hei-energie 1.000kJ	
	Hei-locatie 1	Hei-locatie 2	Hei-locatie 1	Hei-locatie 2
Zeehonden binnen contour (n)	6	5	4	3
Aandeel Nederlandse populatie	0,08	0,06	0,05	0,04
Dierverstoringsdagen	213	174	422	341
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 - 193		3 - 381	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 - 2,4		0,04 4,8	

PTS

De effectafstanden als gevolg van hei-activiteiten is bij zeehonden geringer dan bij bruinvissen. Daarnaast houden zeehonden zich voornamelijk op bij hun ligplaatsen in de Waddenzee en het Deltagebied. Uit de berekeningen (zie bijlage 3) blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden PTS optreedt, veroorzaakt door het heien in het gebied Borssele verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km^2). Het is uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond zich binnen deze contour bevindt.

Populatie

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel II van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 7.10. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 4 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om maximaal 0,08% (alternatief 1) of om 0,05% (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 2 bijna tweemaal zo groot als dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven. In de tabel is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alterna-

tief 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. De effecten op grijze zeehonden zijn naar verwachting kleiner, omdat de populatie veel kleiner is (en de totale aantallen op het NCP veel lager).

Effecten van exploitatie

Draaiende windturbines

De laatste jaren is op grond van de resultaten van veldstudies rond operationele windparken duidelijk geworden dat het met draaiende windturbines gepaard gaande onderwatergeluid geen waarneembare invloed heeft op de aanwezigheid van mariene organismen, waaronder vissen en zeezoogdieren (zie o.a. Scheidat e.a., 2012; Brasseur e.a., 2012; Van Hal e.a., 2012; Teilmann e.a., 2006)[26]. Dit is geheel in lijn met de conclusies die in de passende beoordelingen van 2008 op grond van theoretische overwegingen zijn getrokken.

Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

In de bedrijfsfase zal het windpark regelmatig worden bezocht door werkschepen die worden ingezet voor onderhoud- en reparatiewerkzaamheden. Deze schepen produceren onderwatergeluid dat door zeezoogdieren en vissen zal worden gehoord. Het is niet uit te sluiten dat zij tot op enkele honderden meters worden gemeden (m.n. door zeezoogdieren).

Effecten van verwijdering

Over de eventuele effecten tijdens de ontmantelingsfase zijn nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde typen tijdelijke verstoring als tijdens de aanlegfase (scheepvaartverkeer en bodemberoering), met uitzondering van de effecten van heien. Verwijdering vindt mogelijk plaats door de monopalen op een diepte van circa 6 meter onder de zeebodem door te zagen en het gedemonteerde deel af te voeren. Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zal naar verwachting niet de hoge niveaus van het heien van de palen bereiken. Onbekend is welke niveaus wel aan de orde zullen zijn.

Naar verwachting komt tijdelijk een slibpluim en opgewerveld zand vrij dat een tijdelijk negatief effect kan hebben op de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren in de directe omgeving van de werkzaamheden. Afgezet tegen de omvang van het totale leefgebied van zeezoogdieren en gezien het tijdelijke karakter is dit een verwaarloosbaar klein effect.

7.5 Effectbeoordeling

7.5.1 Bodemdieren

De belangrijkste negatieve effecten op bodemdieren zijn het gevolg van het ruimtebeslag (worst case 3 MW gravity base fundatie, doorsnede 25 m) en bodemverstoring. Gezien de beperkte omvang van de effecten ten opzichte van het NCP zijn de maximale effecten alsnog gering. Daarnaast zijn er positieve effecten op bodemdieren door de toename aan hardsubstraat en het stoppen van de bodemberoerende visserij.

De belangrijkste negatieve effecten op vissen zijn het gevolg van het ruimtebeslag (worst case 3 MW gravity base fundatie, doorsnede 25 m) en geluid- en trillingen door heien van de funde-

[26] Uit deze studies blijkt dat binnen korte tijd na het beëindigen van de aanlegwerkzaamheden weer zeezoogdieren in het windpark worden waargenomen. Een uitzondering hierop vormt het windpark Nysted waar de bruinvisactiviteit in het windpark 10 jaar na de aanleg nog steeds niet op het niveau van de ‘baseline’ is (Teilmann & Carstensen, 2012). De achterliggende oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

ringen (worst case 10 MW, monopile 10 m). Gezien de beperkte omvang van de effecten ten opzichte van het NCP zijn de maximale effecten alsnog gering. Wat betreft het heien zijn de effecten bovendien tijdelijk. Daarnaast zijn er ook positieve effecten op vissen door de toename aan hardsubstraat en het stoppen van de bodemberoerende visserij. Omdat deze effecten in de praktijk nog niet voldoende zijn aangetoond worden deze vooralsnog als beperkt positief beoordeeld.

7.5.2 Zeezoogdieren

Effecten van aanleg

Tijdens de aanleg treden effecten op vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door heiactiviteiten voor zowel bruinvissen als zeehonden. Tijdens het heien kunnen meerdere dieren verstoord worden, door zich binnen de geluidscontour te bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Het aantal dieren dat gehinderd wordt is afhankelijk van de omvang van de contour en de dichtheid van de diersoort ter plaatse. Vervolgens is de duur van verstoring van belang voor de mate van verstoring. Naast verstoring kan ook aantasting optreden. Beide effecten kunnen vervolgens weer invloed hebben op de populatie van de diersoort, op zowel het niveau van de Noordzee als het Nederlands Continentaal plat.

Voor wat betreft bruinvissen is er sprake van een negatieve score voor beide alternatieven ten aanzien van het verstoord oppervlak. Wat betreft het aantal verstoorde dieren scoort alternatief 1 negatiever (--) dan alternatief 2 (-). Wanneer naar het aantal dierverstoringsdagen wordt gekeken, blijkt echter dat alternatief 2 negatiever scoort (--) ten opzichte van alternatief 1 (-). De tijdsduur van de verstoring is hierin bepalend. Wat betreft aantasting van bruinvissen scoren beide alternatieven licht negatief, vanwege de beperkte omvang van de contour waarbinnen PTS kan optreden.

Voor wat betreft zeezoogdieren scoren beide alternatieven licht negatief (0/-) ten aanzien van het verstoord oppervlak. Ten aanzien van het aantal verstoorde zeehonden scoort alternatief 1 (0/-) beter dan alternatief 2 (-). Het effect op het Nederlandse populatieniveau is in beide alternatieven als neutraal beoordeeld (0), aangezien de effecten op dit niveau gezien marginaal zijn. Voor wat betreft het aantal dierverstoringsdagen scoort alternatief 2 negatief (-) en alternatief 1 licht negatief (0/-). Het aantal aangetaste dieren en de doorwerking hiervan op de populatie van de Noordzee zijn voor beide alternatieven marginaal en worden daarom als neutraal beoordeeld.

Voor de beoordeling van de effecten voor de aanleg van het windpark wordt een keuze gemaakt in de scores, daar waar deze verschillende is tussen zeehonden en bruinvissen. Aangezien voor bruinvissen de meeste effecten zullen optreden (en op alle criteria negatiever scoren) wordt deze (negatievere) score gehanteerd in de uiteindelijke effectbeoordeling.

Effecten van exploitatie

Voor zowel alternatief 1 als 2 zijn de effecten van onderwatergeluid van de draaiende windturbines gering en betekenen geen wezenlijk verlies aan foerageergebied (score neutraal (0)).

Gelet op het incidentele karakter van de inzet van schepen voor onderhoud aan het windpark, in vergelijking met de vele andere schepen die zich in dit drukbevaren deel van de Noordzee bevinden, worden de effecten (voor beide alternatieven) van het onderwatergeluid als gevolg van de aanwezigheid van werkschepen in het windpark op zeezoogdieren als verwaarloosbaar ingeschat en scoort neutraal (0).

Effecten van verwijdering

Voor wat betreft verwijdering wordt een beperkt negatief effect verwacht (score 0/-) vanwege het optreden van onderwatergeluid tijdens verwijdering van de fundaties van de windturbines.

Tabel 7.11 Effectbeoordeling onderwaterleven

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	Alternatief 2

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	Alternatief 2
Effecten bij aanleg, gebruik en verwijdering op: - Biodiversiteit - Recruitment - Dichtheden/biomassa - Bijzondere soorten	*Bodemdieren* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Bodemverstoring - Straling - Verandering visserij *Vissen* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Straling - Verandering visserij	0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ - 0 0 0/+	0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ 0/- 0 0 0/+
Zeezoogdieren Aanleg - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen - Fysieke aantasting Gebruik - Verstoring door geluid en trillingen turbines - Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud) Verwijdering - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Dierverstoringsdagen - Aantal aangetaste dieren - Populatie-effecten (Noordzee) - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren	- -- - - 0/- 0 0 0 0 0/- 0/-	- - -- - 0/- 0 0 0 0 0/- 0/-

7.6 Cumulatie

7.6.1 Vissen en benthos

Mogelijke cumulatie betreffen de effecten van ruimtebeslag op vissen en bodemdieren en geluid- en trillingen voor vissen in dezelfde periode in hetzelfde gebied.

7.6.2 Zeezoogdieren

Voor het verkrijgen van een indruk van de cumulatieve effecten van de constructie van de in kavel I en II gelegen delen van het windpark Borssele op de zeezoogdieren van het NCP met andere initiatieven zijn de volgende scenario's beschouwd:

1. Borssele: 2 parken in voorjaar, geen overlap in verstoringscontouren (dat betekent 1 paal per 24 uur, dus om en om).
2. Borssele: 1 park in voorjaar, 1 in najaar (verschillende volgorde).
3. Borssele: 2 parken in najaar.

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 in het voorjaar zullen plaatsvinden (*worst case*).

Conform het door de Werkgroep Onderwatergeluid ontwikkelde internationale scenario is gekozen voor het windpark Mermaid, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aanname 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 verstoringoppervlakten (waardoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). Feitelijk is dit een onrealistische situatie; gelijktijdige aanleg van kavel I en II volgens alternatief 2 in 1 seizoen past bijvoorbeeld niet (= totaal 7,8 maand als je ervan uitgaat dat er nooit op dezelfde dag wordt geheid) en al helemaal niet als dan ook voor Mermaid wordt geheid. Als voor de twee Borssele windparken alle funderingen op dezelfde dag zouden worden geheid ontstaat volledige overlap van het verstoorde oppervlak, aangezien elke contour een dag lang 'blijft staan'. In dat geval neemt het totale aantal dierverstoringsdagen met 26% af voor alternatief 1 en met 24% voor alternatief 2.

Cumulatieve effecten op bruinvis

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvissen door het in één jaar aanleggen van 2 kavels van het windpark Borssele in twee alternatieve opstellingen en het windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in Tabel 7.12 en Tabel 7.13. 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 1.275 dieren wordt overschreden. Alleen als zowel de twee Borssele kavels in de alternatieve opstelling 1 als Mermaid in het najaar worden aangelegd is dat niet het geval. Voor deze situatie is berekend dat de populatiereductie 821 bedraagt (resultaten niet in tabellen weergegeven).

Tabel 7.12 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 1) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		70	165.004	2.129	4,1
	I	II	70	128.206	1.654	3,2
	II	I	70	83.046	1.071	2,1
		I, II	70	46.248	597	1,2
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**111.827**	**1.420**	**2,2**
			maximaal	**230.584**	**2.928**	**4,4**

Tabel 7.13 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 2) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		234	345.696	4.459	6,8
	I	II	234	269.079	3.471	5,3
	II	I	234	173.509	2.238	3,4
		I, II	234	96.892	1.250	1,9
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**162.472**	**2.063**	**3,1**
			maximaal	**411.275**	**5.223**	**7,9**

Cumulatieve effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden door het in één jaar aanleggen van 2 kavels van het windpark Borssele in twee alternatieve opstellingen en het

windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in tabel 7.14. Voor zeehonden zijn echter geen gegevens van verstoringscontouren voor het Belgische windpark Mermaid beschikbaar. Er is in dit geval uitgegaan van de resultaten van berekeningen die door TNO zijn uitgevoerd voor het aan Mermaid grenzende kavel IV. Hierbij is voor Mermaid uitgegaan van een hei-energie van 2000 kJ. Naar analogie van de berekeningen voor kavel II is in de berekeningen voor de cumulatieve effecten ten aanzien van zeehonden ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van de kavels I en II en Mermaid zijn geheid. Voor de ondergrens van deze bandbreedte is uitgegaan dat de dieren plaatstrouw zijn, wat wil zeggen dat steeds dezelfde dieren worden verstoord. Voor de bovengrens is het gemiddelde aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen, wat betekent dat steeds verschillende dieren 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 7.14 Cumulatieve effecten van heigeluid op zeehonden op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

		Impulsdagen	Verstoorde dieren per geheide fundering	Dierverstorings dagen	% NCP
Borssele I/II	alternatief 1	70	2 -6	287	0,08 – 3,9
	alternatief 2	234	1 – 4	475	0,04 – 5,9
Mermaid		38	< 1	20	< 0,01 – 0,03
				cumulatief minimaal	< 0,05 – 0,09
				cumulatief maximaal	4,2 – 6,2

Uit het overzicht in Tabel 7.14 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 verstoorde gebied.

7.6.3 Cumulatieve effecten na 6 jaar constructie van windparken

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 bevat de resultaten van 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 7.15 Additionele populatiereductie bruinvissen in cumulatie.

			Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar			
Scenario*	Impulsdagen	Bruinvis verstoringsdagen	Mediaan (50-percentiel)	5-percentiel	10-percentiel	90-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 uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL_1 = 136 dB re 1 μPa^2s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele' windpark gehanteerde SEL_1 = 140 dB re 1 μPa^2s).

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 alleen zijn te voorkomen als bij het heien een geluidsnorm wordt toegepast. Dit is als de 5^{e} percentiel waarde voor de populatiereductie lager zijn dan 7.650 (= 6 x 1.275) dieren.

7.6.4 Cumulatieve effecten op de totale Noordzee

Ook is doorgerekend wat het effect op de totale bruinvispopulatie van de Noordzee (227.298 dieren) zou zijn van een scenario waarin zowel de bouw van windparken in Nederland, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk zich gelijktijdig voordoen. Voor Nederland is daarbij uitgegaan van de bouw van 2 parken in het voorjaar. De resultaten van deze berekening staan in Tabel 7.16 Ter vergelijking is ook het Nederlandse scenario (scenario 11 in de tabel) opgenomen waarin twee windparken tijdens het voorjaar worden aangelegd, zonder overlap van de verstoringscontouren.

Tabel 7.16 Met Interim PCoD berekende additionele populatiereductie van bruinvissen door heigeluid bij de constructie van windparken op de Noordzee. 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
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 SEL_1 = 136 dB re 1 µPa^{2}s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele windpark gehanteerde SEL_1 = 140 dB re 1 µPa^{2}s).

De resultaten van de berekeningen leiden tot de volgende conclusies:

- Zonder mitigatie zijn significante effecten op de bruinvispopulatie niet uit te sluiten: op internationale schaal wordt de norm van toelaatbare populatiereductie van 34.095 dieren (= 6 x ~5.683, zie bijlage 3) met ca. 66.000 dieren overschreden;

De bijdrage van de Nederlandse parken aan het totale effect is ongeveer 20%. Dit betreft de situatie waarin geen mitigerende maatregelen worden toegepast. Indien een geluidsnorm wordt gehanteerd van SEL_1 van maximaal 160 dB re µPa^{2}s op 750 m van de heilocatie (zie volgende paragraaf 7.7) voor een nadere toelichting), dan zal geen aantasting plaatsvinden van de populatie bruinvissen op het NCP en zal de bijdrage van de Nederlandse parken met circa een factor 10 afnemen.

7.7 Mitigerende maatregelen

De negatieve effecten van ruimtebeslag op bodemdieren en vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor een fundering met beperktere omvang. Hiermee zullen echter ook de positieven effecten kleiner worden. De negatieve effecten van geluid/trillingen op vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor 3MW turbines of door funderingen die niet hoeven te worden geheid. Alleen de eerste maatregel is combineerbaar het de beperking van de effecten van het ruimtebeslag.

7.7.1 Zeezoogdieren

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: *permament threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices', 'soft start' procedures en een lagere hei-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 verstoorde 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.

Het oppervlak verstoord gebied beperken

Dit oppervlak kan op de volgende wijze worden beperkt:

- in plangebieden met sterk variabele waterdiepten (zoals Borssele) voor de funderingen locaties met een relatief gering waterdiepte te kiezen; dit kan tot een factor 3 in oppervlakte verstoord gebied verschillen;
- met lagere energie te heien;
- niet heien tijdens windstilte; verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind;
- de propagatie van geluid te beperken door het toepassen van bellenschermen e.d.

In Duitsland is een norm gesteld aan de propagatie van heigeluid: op 750 m van de heilocatie mag de SEL_1 niet meer dan 160 dB re μPa^2s bedragen. Voor de Borssele windparken is door TNO berekend wat toepassen van deze norm op de verschillende paalposities zou betekenen voor het oppervlak verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde zeezoogdieren. In onderstaande Tabel 7.17 en Tabel 7.18 is te zien dat met het toepassen van deze norm de effecten op de bruinvispopulatie meer dan 10-maal zo klein zijn en dat bij toepassen van deze norm de maximaal toelaatbare jaarlijkse populatiereductie van 1.275 dieren bij de aanleg van de twee kavels voor beide alternatieven in geen enkel geval wordt overschreden.

Tabel 7.17 Cumulatieve effecten van heien voor het in één jaar aanleggen van kavel I en II van het Borssele windpark (alternatief 1: 2 x 35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) op de bruinvispopulatie op het NCP zonder toepassen van een geluidsnorm en met het toepassen van een geluidsnorm van 160 dB.

		bruinvisverstoringsdagen		populatiereductie (5-percentiel)	
voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		165.004	15.109	2.129	**192**
I	II	128.206	10.593	1.654	**135**
II	I	83.046	8.751	**1.071**	**111**
	I, II	46.248	4.235	**597**	**54**

Tabel 7.18 als Tabel 7.17 voor alternatief 2: 2 x 117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ.

		bruinvisverstoringsdagen		populatiereductie (5-percentiel)	
voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		345.696	50.507	4.459	**641**
I	II	269.079	35.410	3.471	**450**
II	I	173.509	29.252	2.238	**372**
	I, II	96.892	14.156	**1.250**	**180**

Met toepassing van de 'Duitse norm' van maximaal 160 dB re μPa^2s van de SEL_1 op 750 meter, blijkt dat in cumulatie de negatieve effecten zijn uit te sluiten. Uit de berekeningen zoals weergegeven in de tabellen 7.19 en 7.20 blijkt dat in de situatie wanneer het windpark Mermaid wordt aangelegd in het voorjaar, gezamenlijk met de twee Borssele windparken, het aantal van 1.275 individuen wordt overschreden. De effecten van het windpark Mermaid zoals weergegeven in deze tabellen zijn echter niet realistisch, aangezien in deze berekening geen rekening is gehouden met bestaande voorschriften. In België is in de vergunningen van de windparken een hei-restrictie tijdens de periode van 1 januari tot en met 30 april van kracht omdat in deze periode de dichtheid van bruinvissen het hoogst is. In deze periode worden dus slechts de 2 Borssele windparken tegelijkertijd aangelegd. Ook geldt in België in recent afgegeven vergunningen een inspanningsverplichting om de geluidsbelasting op 750 meter afstand van de bron niet bo-

ven de 185 dB re 1 µPa^2 (SPL_{peak}) uit te laten komen. Deze norm is nog iets strenger dan de 'Duitse norm' van maximaal 160 dB re µPa^{2}s van de SEL_1 op 750 meter (SPL_{peak} = 190 dB re 1 µPa^2). Aangezien het aantal van 1.275 individuen slechts met 199 wordt overschreden en hierbij geen rekening is gehouden met de bovengenoemde maatregelen die van kracht zijn voor windpark Mermaid, is het aannemelijk dat de populatiereductie als gevolg van de aanleg van drie windparken in het voorjaar (exclusief de periode 1 januari – 30 april), niet boven de 1.275 individuen uit komt.

Tabel 7.19 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 1) inclusief mitigerende maatregelen en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar.

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		70	15.109	192	0,29
	I	II	70	10.593	135	0,21
	II	I	70	8.751	111	0,17
		I, II	70	4.235	54	0,08
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**69.815**	**887**	**1,4**
			maximaal	**86.689**	**1.075**	**1,7**

Tabel 7.20 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 2) inclusief mitigerende maatregelen en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar.

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		234	50.507	641	1
	I	II	234	35.410	450	0,7
	II	I	234	29.252	372	0,5
		I, II	234	14.156	180	0,3
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**79.736**	**1.013**	**1,6**
			maximaal	**116.087**	**1.474**	**2,3**

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.

Beperking van het aantal impulsdagen

Uit de analyses blijkt dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal te heien funderingen van alternatief 2 t.o.v. alternatief 1 en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, pakt dus gunstiger uit dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. Het halen van een relatief lage geluidsnorm van 160 dB zal echter bij het gebruik van een hoge hei-energieën waarschijnlijk niet eenvoudig zijn. Uit, door TNO uitgevoerde berekeningen blijkt echter dat ook bij het hanteren van een hogere geluidsnorm effecten op de bruinvispopulatie waarschijnlijk aanvaardbaar zijn (Heinis & de Jong, in prep.).

7.8 Leemten in kennis

De belangrijkste leemten in kennis betreffen het voorkomen van bodemdieren en vissen in het plangebied zelf. Daarnaast is er beperkt onderzoek beschikbaar over de effecten van geluid/trillingen op vissen. Deze leemten leiden er toe dat er altijd enige onzekerheid blijft over de daadwerkelijke effecten en de betekenis hiervan. Op hoofdlijnen is de beschikbare informatie wel voldoende om een redelijke inschatting van de effecten te kunnen maken.

7.8.1 Zeezoogdieren

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 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 IMARES op basis van telemetriegegevens een kaart met de ruimtelijke variatie in de relatieve dichtheid van gewone zeehonden gemaakt [Brasseur et al, 2012]. Voor grijze zeehonden is een dergelijke kaart ook gemaakt [Brasseur et al. 2010], maar deze is op gegevens van een beperkt aantal dieren gebaseerd en daarom minder betrouwbaar. In de laatste jaren zijn veel nieuwe zendergegevens, zowel voor gewone als grijze zeehond beschikbaar gekomen. Ook is de kwaliteit van de gegevens doordat GPS-zenders zijn gebruikt sterk verbeterd. Ontwikkeling van kaarten waarin deze nieuwe gegevens zijn verwerkt, indien mogelijk voor verschillende seizoenen, zou het mogelijk maken een betere schatting van het aantal door geluid verstoorde gewone en 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 elicitatio*' 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.

8 Scheepvaartveiligheid

8.1 Inleiding

Een windpark in windenergiegebied Borssele kan effect hebben op de scheepvaartveiligheid doordat schepen in aanvaring kunnen komen met windturbines en doordat de aanwezigheid van een windpark kan leiden tot een verhoogde kans op aanvaring tussen schepen. Effecten op scheepvaartveiligheid zijn daarom een belangrijk aandachtspunt bij de besluitvorming. Een aanvaring op zee kan leiden tot grote milieugevolgen. Voorbeelden hiervan zijn de olieverontreinigingen die in 2002 zijn opgetreden bij scheepsrampen bij de Noordkust van Spanje (de enkelwandige olietanker Prestige) en de Zuidoostkust van Engeland (de Tricolor).

Momenteel is het uitgangspunt is dat het windpark wordt afgesloten voor de scheepvaart. In het ontwerp NWP2 wordt echter voorgesteld om het windpark open te stellen voor doorvaart en medegebruik voor schepen tot 24 meter. De effecten van openstelling zijn daarom ook behandeld in dit hoofdstuk.

Om de effecten op scheepvaartveiligheid in beeld te brengen is een specialistische veiligheidsstudie uitgevoerd door het MARIN (Van Schaijk & Koldenhof, 2015). De rapportage van het MARIN is opgenomen in bijlage 6. In dit hoofdstuk zijn de resultaten van deze studie samengevat.

8.2 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven

De kans op een aanvaring/aandrijving wordt met name bepaald door het aantal turbines en de breedte van de funderingsconstructie vlak boven zeeniveau, waarbij turbines aan de rand van het windpark de grootste kans hebben op een aanvaring/aandrijving.

Om de bandbreedte qua effecten in beeld te brengen zijn twee scenario's doorgerekend: een scenario met veel turbines (3 MW) waarvan de fundering een grote diameter heeft (jacket) en een scenario met weinig turbines (10 MW) waarvan de fundering een kleine diameter heeft (monopile).

Te beschouwen alternatieven:
Alternatief 1: 117 3 MW windturbines op een jacket fundatie met een afmeting van circa 15 x 15 m vlak boven zeeniveau.

Alternatief 2: 35 10 MW windturbines op een monopile fundatie met een doorsnede van 10 meter vlak boven zeeniveau.

8.3 Beoordelingskader

Voor de voorspelling van de effecten van het windpark op het aspect scheepvaartveiligheid zijn de onderstaande beoordelingscriteria onderscheiden (zie tabel 8.1). Aan de hand van deze beoordelingscriteria zijn de effecten van het windpark op de scheepvaartveiligheid beschreven. De effecten zijn kwantitatief en deels kwalitatief beschreven.

Tabel 8.1 Beoordelingscriteria scheepvaartveiligheid

Aspecten	Beoordelingscriterium
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving
	Gevolgschade van aanvaring of aandrijving
Scheepvaart	Wijziging in routestructuur
	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart

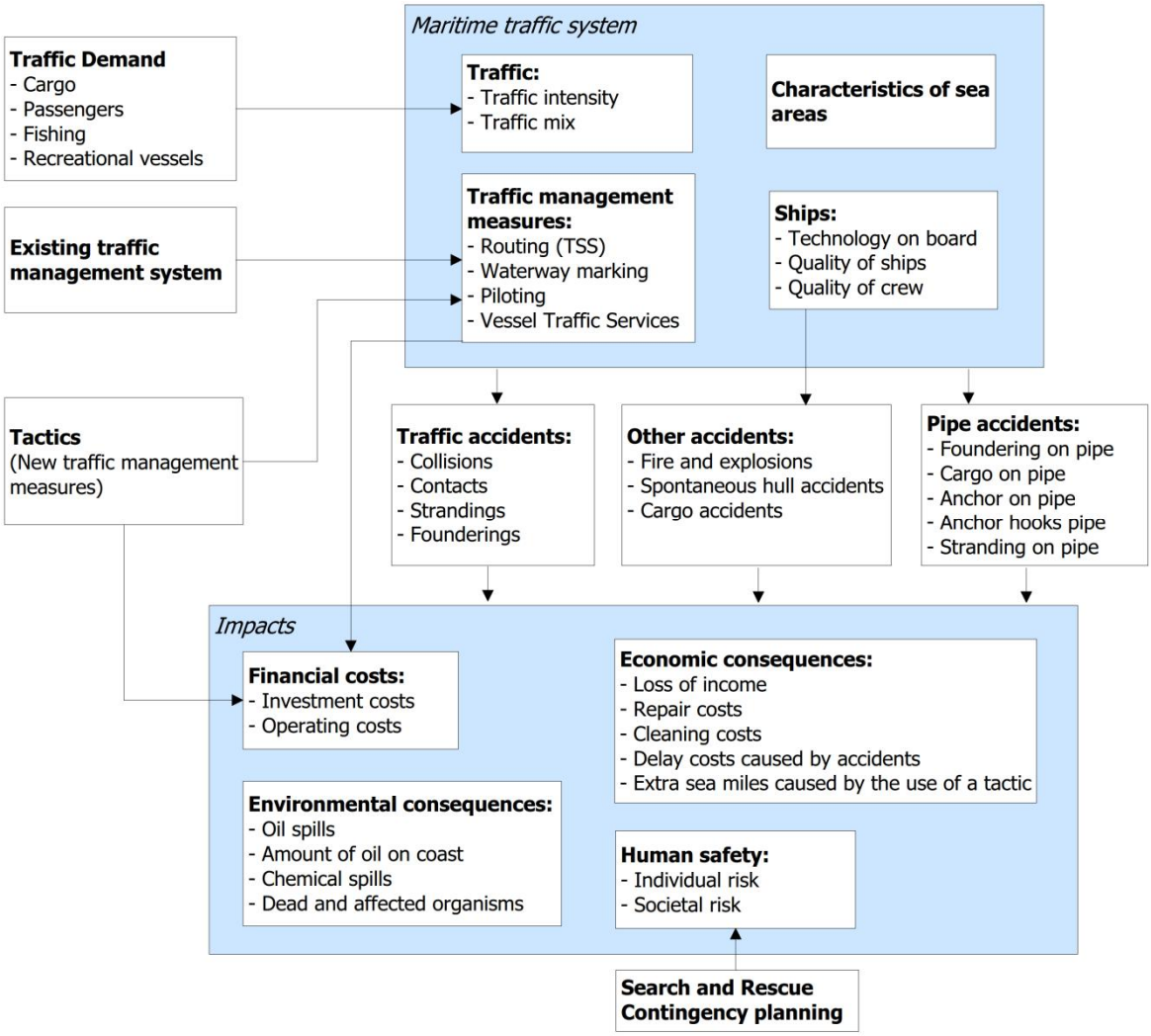
8.4 Aanpak Marin

8.4.1 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 het Directoraat-Generaal Goederenvervoer (nu Directoraat-Generaal Bereikbaarheid) en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. In figuur 8.1 is het systeemdiagram van het SAMSON-model weergegeven. Vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok 'Maritime traffic system' (rechts boven) bevat vier subblokken die samen een beeld geven van het verkeersbeeld. De ongevalskansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok 'Impacts' bevat de subblokken waarmee de consequenties van ongevallen worden bepaald.



Figuur 8.1 Systeemdiagram SAMSON

Scheepvaartverkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdatabase bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is en de laterale verdeling hoe het verkeer over die link verdeeld is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het "routegebonden" en het “niet-routegebonden” verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardijschepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

Routegebonden scheepvaart

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 wegennetwerk op 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 verbindingen tussen havens omvatten, rekening houdend 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 rou-

testructuur is al rekening gehouden met de mogelijke ontwikkeling van een aantal toekomstige windparken. Daarnaast wordt uitgegaan van de volledige afsluiting van het windenergiegebied aan de Belgische zijde.

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 varend van vertrekpunt A naar bestemming B uit 2012 gerouteerd over de huidige routestructuur.

Op basis van deze verkeersintensiteiten van 2012 is een voorspelling gemaakt van de intensiteiten in 2020 aan de hand van de groei van het verkeer in het zeegebied tussen Antwerpen en Hamburg in de periode 2000 tot 2012. De gemiddelde groei in het zeegebied Antwerpen-Hamburg laat in deze periode 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" (Van der Tak, 2013) 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 de schaalvergroting in de scheepvaart, zoals ook blijkt uit de resultaten van de studie "Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel" (Van Schaijk, 2014), maar dat het aantal scheepsbewegingen in de komende jaren weer toe zal nemen. In deze studie is 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 (Van der Tak, 2013). Daarnaast is de verwachting dat de intensiteiten voor 2020 pas enkele jaren later wordt bereikt vanwege de huidige crisis.

Voor kavel I en II van windenergiegebied Borssele is een aangepaste verkeersdatabase gegenereerd, waarbij ervoor wordt gezorgd dat het routegebonden verkeer niet door kavel I en II vaart. De aanvaar- en aandrijfkansen voor de turbines worden alleen bepaald voor de aangepaste verkeersdatabase, de database waarbij beide kavels vrijgemaakt zijn van verkeer.

Niet-routegebonden scheepvaart

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 het Verkeersonderzoek Noordzee Visuele Identificatie (VONOVI). VONOVI 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 VONOVI-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.

Binnenkort kan een betere verdeling van deze scheepvaart worden bepaald aangezien steeds meer niet-routegebonden schepen al dan niet verplicht zijn uitgerust met een AIS-transponder. Voor de tussenfase is voor de visserij op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) gebruik gemaakt van de Vessel Monitoring Through Satellite (VMS) gegevens van 2009 van Nederlandse schepen op het NCP. VMS-gegevens zijn satellietgegevens met informatie over de verspreiding van de visserijvloot door de tijd. Vissersschepen groter dan 15 m waren in dat jaar VMS-plichtig.

Aangezien de VMS-gegevens gevoelige informatie bevatten, kon de data alleen anoniem voor de Nederlandse vloot ter beschikking worden gesteld. Het aandeel van de Nederlandse vloot op het NCP is 80%. Daarom zijn de cijfers vermenigvuldigd met 1.25. Door een koppeling met EU-logboeken (VIRIS database) is de scheepslengte achterhaald. De activiteit van een schip op het moment van registratie (varend of vissend) is vastgesteld op basis van de vaarsnelheid, het vistuig en in sommige gevallen het motorvermogen van het schip.

Voor de berekeningen van het niet-routegebonden verkeer is voor het NCP en Belgisch Continentaal Plat (BCP) gebruik gemaakt van de verkeersdichtheid voor de visserij, supply-, werk- en recreatievaart op basis van de VONOVI-vluchten van 1999-2001. Voor het NCP is hierbij de verkeersdichtheid voor de visserij vervangen door de VMS-gegevens van 2009. Het overgrote deel van de niet-routegebonden scheepvaart bestaat uit vissers.

Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende type ongevallen. Om het effect van het windpark voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van het windpark is het aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor worden de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine)
  - als gevolg van een navigatie fout (ramming)
  - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Om het effect van het windpark op de scheepvaart rond de windparklocatie te kwantificeren, is het risiconiveau met en zonder het windpark vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur; het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer, is nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen zijn 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 zijn 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.

8.4.2 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.

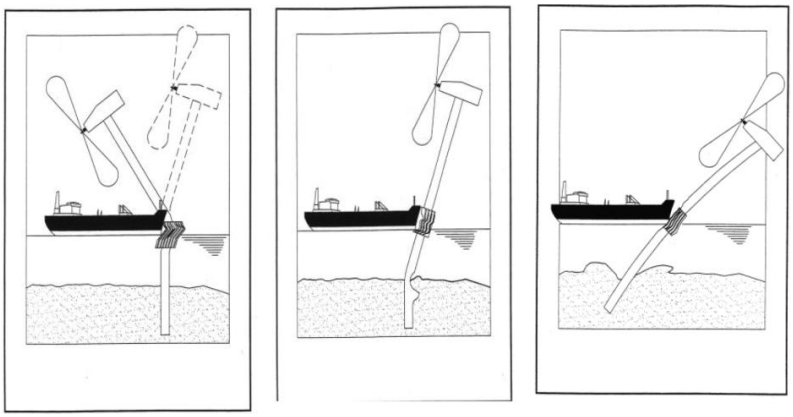
Van de schepen die in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de energie die maximaal aanwezig is in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen, de schade aan het schip te bepalen die in aanvaring met een ander schip of met 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 gepresenteerd per scheepstype, met de daarbij behorende kansen van optreden.

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 windturbines is onderzocht (Barentse, 2000). 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 zijn de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden (zie figuur 8.2):

- Knikken; de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast blijft vast zitten. Ten slotte 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 8.2 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 ingeval van knikken.

In tabel 8.2 is een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een windturbine per scheepsgrootte. Ook is in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in Barentse (2001) is gebruikt. Het bovenste deel van tabel 8.2 geldt wanneer de windturbine 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 frontale en frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg van het schip, maar zal geen ernstige schade optreden in het ladinggedeelte van het schip ("Geen" in tabel 8.2). 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. Bij aandrijving van een windturbine wordt geen milieuschade verwacht omdat de windturbine zodanig is opgebouwd dat er geen uitsteeksels zijn die de huid van het tegen de windturbine drijvende schip beschadigen.

Tabel 8.2 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan turbine en schip

Bezijk-vormen	Scheeps-grootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal midden-schips (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
			Turbine	Schip		Turbine	Schip		Turbine	Schip		Turbine	Schip
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos-Mos[27]	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	GosMos	Dek	5%	GosMos	Dek						
	10000-30000	10%	GosMos	Dek	10%	GosMos	Dek						
	30000-60000	10%	GosMos	Dek	10%	GosMos	Dek						
	60000-100000	10%	GosMos	Dek	10%	GosMos	Dek						
	>100000	10%	GosMos	Dek	10%	GosMos	Dek						
Schar-nieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

Bepalen persoonlijk letsel en milieuschade

Voor de windturbines zijn de frequenties van de verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende milieuschade in termen van persoonlijk letsel en milieuschade 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 tabel 8.2). 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.

[27] GosMos = Gondel op schip en Mast op schip na plastische vervorming.

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 wordt vernield. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen ook onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

8.4.3 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" (COLREGs, 1972) (artikel 8), eisen dat men tijdig en duidelijk actie neemt op basis van betrouwbare informatie. Er wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te nemen op basis van betrouwbare informatie.

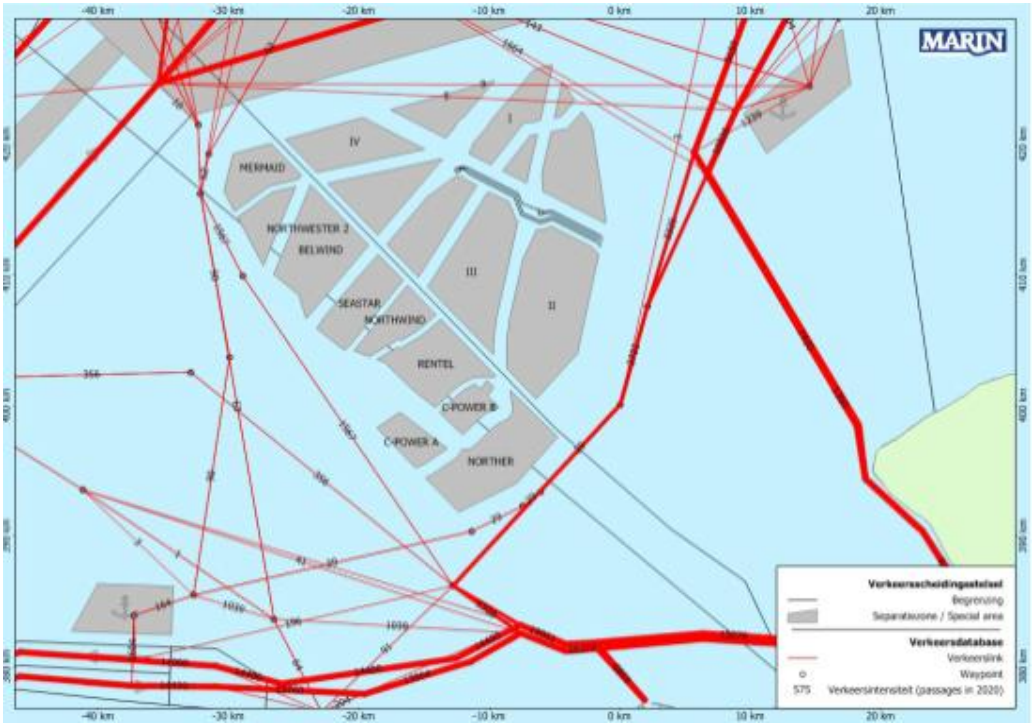
Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is een windpark[28] gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een "collision avoidance manoeuvre" moet uitvoeren voor het andere schip, dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart. De simulatorrun 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.

8.5 Effectbeschrijving

8.5.1 Inleiding

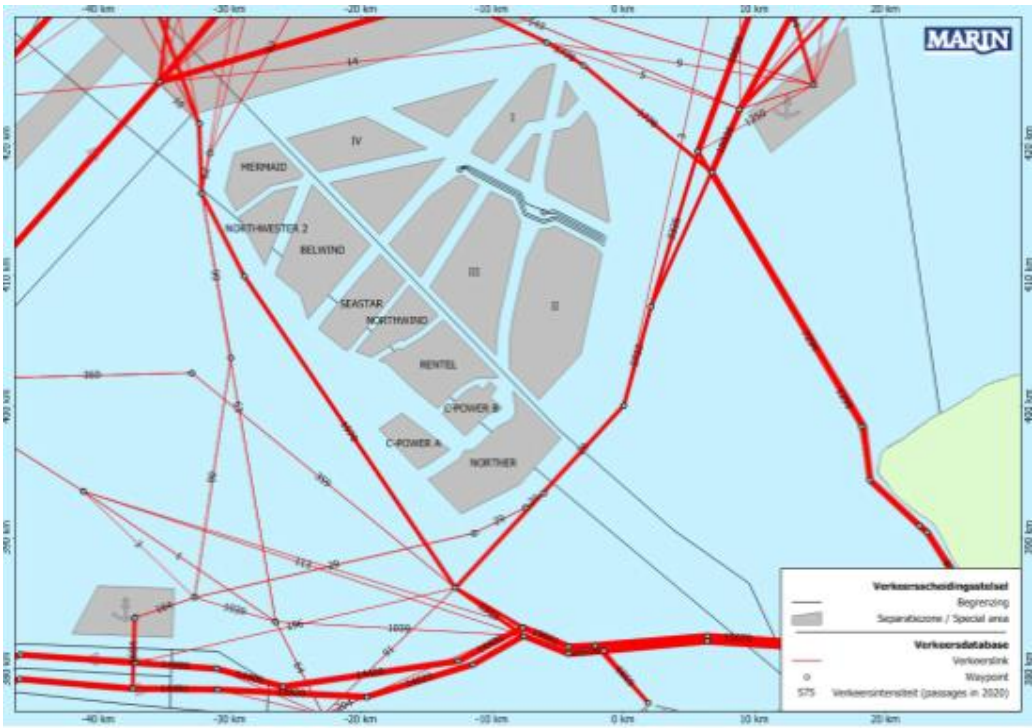
Verkeer rond windenergiegebied Borssele wordt beïnvloed door reeds aanwezige of nog te bouwen windparken in de omgeving. In de studie van MARIN (Van Schaijk & Koldenhof, 2015) is er daarom vanuit gegaan dat het windenergiegebied aan de Belgische zijde wordt afgesloten voor verkeer en is gewerkt met de routering die is opgesteld voor 2020. Deze situatie wordt beschouwd als het nulalternatief in deze studie, windenergiegebied Borssele is hierin niet aanwezig. De verkeersdatabase die hierbij hoort is weergegeven in figuur 8.3. De kavels I, II, III en IV zijn hierin ter indicatie weergegeven. Het nulalternatief is alleen doorgerekend om de effecten van het verschuiven van de verkeersroutes op de verkeersveiligheid buiten het windpark te berekenen.

[28] Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet om het windpark dat in deze studie wordt onderzocht.



Figuur 8.3 Verkeerssituatie voor het nulalternatief (2020) waarin alle Belgische windparken zijn afgesloten voor verkeer, maar het verkeer geen rekening hoeft te houden met windenergiegebied Borssele

Daarnaast is er in de studie van MARIN (Van Schaijk & Koldenhof, 2015) gewerkt met het scenario voor het verkeer in 2020 waarin ook de kavels I en II zijn afgesloten van verkeer. Doordat er links zijn die in het nulalternatief door of vlak langs kavel I lopen (zie figuur 8.3), zijn deze links bij de routering van dit scenario verlegd. De verkeersdatabase die bij dit scenario hoort, is weergegeven in figuur 8.4.



Figuur 8.4 Verkeerssituatie voor het scenario (2020) waarin kavels I en II zijn afgesloten voor het verkeer, net als het windenergiegebied aan Belgische zijde

8.5.2 Kans op aanvaringen en aandrijvingen

Door de aanwezigheid van het windpark is een nieuw type risico ontstaan op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen) of aandrijft (driften). De frequenties voor deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening zijn gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark.

Uit het model blijkt dat windturbines aan de oostkant van het windpark een relatief hoge aanvaarfrequentie hebben vergeleken met de turbines in het midden en aan de westkant van het windpark. Dit komt doordat de noord- en zuidwaartse verkeersbeweging door de Westpit dichter langs het windpark ligt dan de overige verkeersbanen rond het windpark, die tevens op afstand worden gehouden door het windenergiegebied aan de Belgische zijde.

In tabel 8.3 is de kans weergegeven op een aanvaring/aandrijving per jaar voor beide alternatieven gesommeerd over alle windturbines. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen routegebonden schepen (R-schepen) en niet-routegebonden schepen (N-schepen). Uit de tabel blijkt dat voor alternatief K2_3MW de kansen hoger zijn dan voor alternatief K2_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor alternatief K2_3MW is 0.073991 per jaar, of te wel eens per 13,5 jaar treedt een aanvaring/aandrijving op. Dit is bijna vier keer zo groot dan bij de alternatief K2_10MW.

Tabel 8.3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar per alternatief

Alternatief	Oppervlakte (km^2)	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K2_3MW	53.91	117	0.006828	0.017627	0.042860	0.006677	0.073991
K2_10MW	49.07	35	0.001946	0.003771	0.012534	0.001642	0.019892

Omdat de frequenties vooral afhangen van het aantal turbines, zijn in tabel 8.4 de gemiddelde frequenties per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde frequentie per jaar voor een turbine in alternatief K2_3MW 0.000632 (eens per 1582 jaar) bedraagt en in alternatief K2_10MW 0.000568 (eens per 1760 jaar). Deze grotere kans op een aanvaring of aandrijving per jaar voor alternatief K2_3MW wordt veroorzaakt door de grotere afmeting van de jacket ten opzichte van de monopaal.

Tabel 8.4 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine per alternatief

Alternatief	Oppervlakte (km^2)	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per turbine		Aantal aandrijvingen (driften) per turbine		Totaal per turbine
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K2_3MW	53.91	117	5.836E-05	1.507E-04	3.663E-04	5.707E-05	6.324E-04
K2_10MW	49.07	35	5.559E-05	1.077E-04	3.581E-04	4.691E-05	5.683E-04

8.5.3 Gevolgschade

Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip zijn 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. De onderlinge vergelijking vindt plaats in het onderdeel milieuschade.

Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines zijn vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, en de gondel en mast kunnen op het schip vallen. Op basis van de gemiddelde massa van een bepaald scheepstype en scheepsgrootte en de gemiddelde snelheid kan de kinetische energie worden bepaald op het moment van 'impact'.

Bij alternatief k2_3MW wordt ongeveer 66.9% van de contacten met turbines door driften veroorzaakt en 33.1% door rammen. Verder blijkt dat het voor 67.1% routegebonden schepen betreft. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde, zal afnemen naar mate die drempelwaarde toeneemt. Er vinden nooit aandrijvingen plaats met een impact van meer dan 375 MJ. Alleen aanvaringen hebben een impact van meer dan 375 MJ.

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 zijn twee hoofdtypen olie onderscheiden: bunkerolie en ladingolie. De totale kans op een uitstroom van olie en de gemiddelde hoeveelheid uitstroom per jaar per alternatief is gegeven in tabel 8.5. Hierbij moet worden opgemerkt dat bij het bepalen van de uitstroom van ladingolie is uitgegaan van enkelwandige olietankers. De praktijk 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.

Op basis van de frequenties is de gemiddelde tijd tussen twee uitstromingen van olie bepaald, bijvoorbeeld 1/(0.002267+0.000533) ≈ 357 jaar voor alternatief K2_3MW. De gemiddelde uitstroom van 3.144 m^3 ladingolie voor deze alternatief in tabel 8.5 dient alleen als vergelijking. Een uitstroom van 3.144 m^3 ieder jaar geeft immers een heel andere milieubelasting dan een uitstroom van 3.144 m^3 eens in de 1000 jaar op één bepaald moment.

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: Koldenhof & Van der Tak). Dit getal geldt voor de situatie zonder windparken en gaat nog uit van de oude routestructuur van voor 1 augustus 2013. De kans op uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine van alternatief K2_3MW toe met (0.002267 + 0.000533) / (0.353402+0.148723) * 100 ≈ 0.56%. Voor alternatief K2_10MW ligt dit lager (0.16%).

Uit tabel 8.5 volgt dat zowel de frequentie als de gemiddelde hoeveelheid uitstroom bunker- en ladingolie hoger is voor alternatief K2_3MW dan voor alternatief K2_10MW.

Tabel 8.5 Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie

Alternatief	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
K2_3MW[29]	0.002267	441	1.558	0.000533	1878	3.144	357
K2_10MW[19]	0.000667	1500	0.470	0.000158	6323	0.943	1212
Gehele NCP (zonder windparken) [30]	0.353402	2.8	68.04	0.148723	6.7	1499.5	2

[29] De uitstroom als gevolg van een aandrijving van een turbine.

[30] De uitstroom als gevolg van een ongeval (alle verschillende types) op het gehele NCP zonder windparken (Koldenhof & Van der Tak, 2004). Hierbij is nog uitgegaan van de oude routestructuur op de Noordzee, en niet de situatie vanaf augustus 2013.

Persoonlijk letsel

Persoonlijk letstel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen. In tabel 8.6 is voor alternatief K2_3MW 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.

Tabel 8.6 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de .... jaar	Directe doden		Groepsrisico
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar	Eens in de ... jaar meer dan 10 doden
Olietanker	0.000000	0.000001	1169591	0.92	0.000001	
Chemicaliën tanker	0.000000	0.000001	1503759	1.07	0.000001	
Gastanker	0.000000	0.000000	2020202	1.09	0.000001	
Container + RoRo	0.000065	0.000581	1548	1.60	0.001035	33272
Ferry	0.000001	0.000005	178571	47.08	0.000264	178571
Overige R-schepen	0.000003	0.000023	38625	1.07	0.000028	
N-schepen	0.000005	0.000022	36731	0.18	0.000005	
Totaal	0.000073	0.000633	1415	1.89	0.001333	28047

Er bestaan geen echte normen voor het risico op zee, maar voor het afschatten van de externe veiligheid is aansluiting gezocht bij de risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen. Voor een windpark liggen alle contouren voor het individuele risico op het water zodat altijd aan de (eventuele) norm voor het individueel risico wordt voldaan.

In de risico-normering vervoer gevaarlijke stoffen is een oriënterende waarde voor het groepsrisico gegeven van 10^{-4} per jaar per kilometer route (vaarweg) voor een ramp met minstens 10 slachtoffers. Het is overigens de vraag of deze norm toegepast mag worden, want het gaat hier om slachtoffers van de vervoerders (die het ongeval veroorzaken) en niet om slachtoffers in de directe omgeving van de route. Toch is deze oriënterende waarde gebruikt voor het beoordelen van het groepsrisico.

Bij alternatief K2_3MW is de kans op meer dan 10 doden gelijk aan 1/28047 per jaar (zie tabel 8.6). Voor alternatief K2_10MW is dit lager. Het windpark heeft een lengte van ongeveer 12.8 km, gemeten langs de noordoostelijke rand waar de turbines met de hoogste aanvaarkansen staan. Per km vaarweg is de kans dus 2.79 x 10^{-6}. Er mag dus geconcludeerd worden dat het overlijdensrisico geen echte rol speelt bij de keuze tussen de alternatieven.

8.5.4 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 een windpark, in dit geval zowel kavel I als kavel II, ook op andere gebieden effect hebben op de scheepvaart. Zo zorgt omvaren van schepen voor extra kosten en zal door omvaren de dichtheid van schepen op de verkeerroutes 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 8.7 geeft de effecten van de aanwezigheid van kavels I en II op de scheepvaartongevallen buiten het windenergiegebied op de EEZ, als gevolg van de veranderingen van de vaarroutes ten opzichte van het nulalternatief. In het bovenste deel van de tabel staan de effecten op de aantallen aanwezige schepen per scheeptype. De eerste kolom geeft het absolute aantal aanwezige schepen onder het betreffende scenario. De kolommen daarnaast geven het absolute en relatieve verschil ten opzichte

van het nulalternatief. In het onderste deel van de tabel is ingegaan op de effecten van veranderende routes (veiligheid) en extra zeemijlen (economisch effect en emissies).

Tabel 8.7 Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid van kavels I en II van het windenergiegebied onder het verkeersscenario "Borssele kavels I en II" op de scheepvaart binnen de EEZ

Omschrijving	Eenheid	Resultaat voor EEZ na aanpassing van het verkeer volgens scenario "Borssele kavels I en II"	Absoluut effect windpark t.o.v. het nulalternatief	Relatief effect scenario "Borssele kavels I en II" t.o.v. het nulalternatief
Algemeen				
Gemiddeld aantal aanwezige schepen:				
- OBO's		0.103	0.0000	0.00%
- Chemicaliëntankers		26.551	0.0420	0.16%
- Olietankers		9.334	0.0000	0.00%
- Gastankers		5.565	0.0400	0.72%
- Bulkers		10.724	0.0020	0.02%
- Unitised		34.664	0.0130	0.04%
- General Dry Carco		51.573	0.0890	0.17%
- Passagiersschepen + conventionele ferries		2.862	0.0000	0.00%
- High Speed Ferries		0.046	0.0000	0.00%
- Overig		8.962	0.0030	0.03%
Totaal routegebonden		150.384	0.1890	0.13%
Totaal niet-routegebonden (alleen deel dat in VONOVI/VMS 2009 is waargenomen)		150.871	0.0000	0.00%
Veiligheid				
Aantal schepen betrokken bij een aanvaring	aantal/jaar	11.191	0.0040	0.04%
Stranding als gevolg van navigatiefout	aantal/jaar	6.822	0.0000	0.00%
Stranding als gevolg van motorstoring	aantal/jaar	1.381	0.0010	0.07%
Zinken	aantal/jaar	1.067	0.0007	0.06%
Gat in scheephuid	aantal/jaar	1.210	0.0010	0.08%
Brand/explosie	aantal/jaar	2.238	0.0010	0.04%
Totaal		23.909	0.0076	0.03%
Economisch effect				
Kosten van afgelegde zeemijlen	M€/jaar	1469.497	0.7351	0.05%
Emissie				
CO_2	kton/year	5554	2	0.04%
CO	kton/year	21	0	0.04%
SO_2	kton/year	57	0	0.04%
NO_x	kton/year	63	0	0.04%

8.5.5 Effecten van werkverkeer op aanvaringsrisico

Gedurende de bouwperiode varen dagelijks enkele schepen (maximaal acht) 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. Mogelijk zal Vlissingen de uitvalsbasis voor het windener-

giegebied Borssele worden. Vanuit Vlissingen naar kavels I en II van windenergiegebied Borssele is het gemiddeld ongeveer 2 uur varen. Met acht schepen zijn dit 8 x 2 uur x 2 (heen + terug) = 32 extra vaaruren per dag. Tijdens de bouwperiode is dus gemiddeld 32/24 = 1⅓ 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) x
100% ≈ 0.89% hoger[31] dan normaal. In de praktijk zal dit minder zijn omdat de schepen het grootste 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).

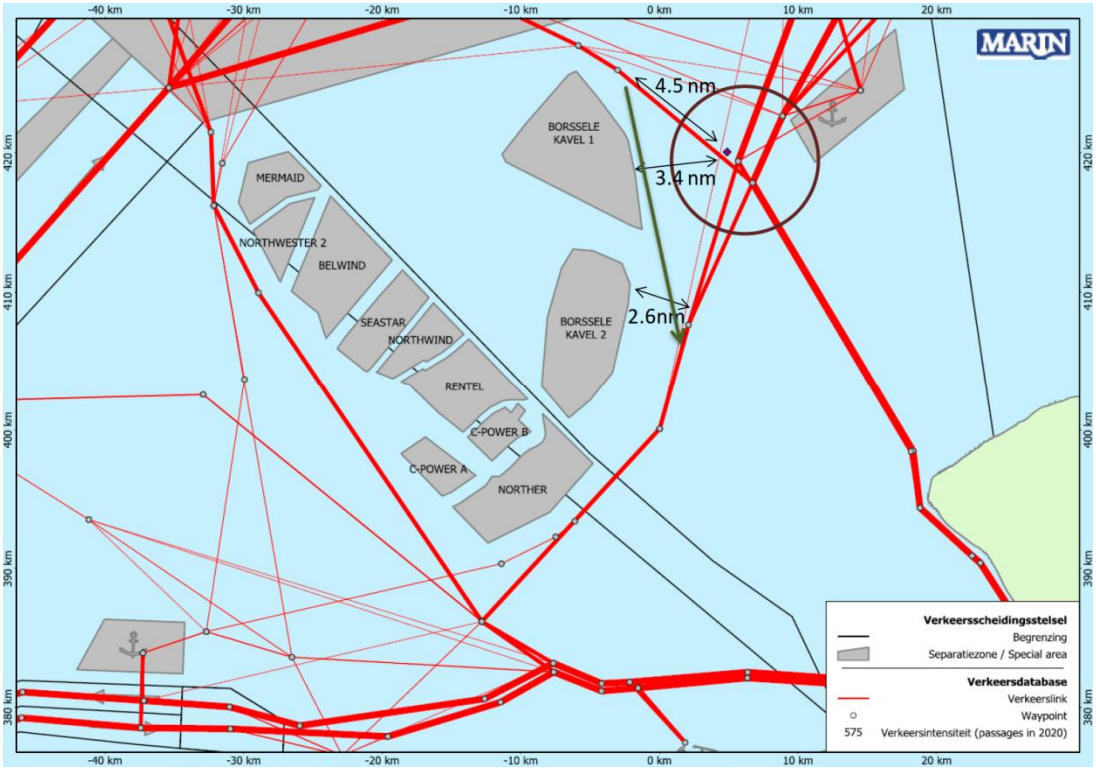
8.5.6 Kruisende scheepvaart

In de studie van MARIN (Van Schaijk & Koldenhof, 2015) is onderzocht welke effecten een windpark in kavel I en II kan hebben op kruisende scheepvaart. Daarbij worden drie ontmoetingssituaties onderscheiden:

- routegebonden met routegebonden verkeer op de doorgaande vaarroutes;
- ontmoeting met een schip dat door de corridor tussen beide kavels in oostelijke richting vaart;
- ontmoeting met een schip <24 m dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat in oostelijke richting (indien er besloten wordt dat kleine scheepvaart in het park mag varen).

Ontmoeting tussen schepen op de doorgaande vaarroutes

Ten noordoosten van kavel I en II ligt een gebied waar diverse routes van routegebonden schepen elkaar kruisen (zie figuur 8.5). Het kruispunt ligt op grote afstand tot de locatie van kavels I en II; de afstand tussen het kruispunt en de oostelijke punt van kavel I is ruim 3.4 NM. Door de grote afstand tot kavel I en II belemmeren de turbines van kavel I en II niet het zicht voor schepen uit beide richtingen. Ook is er voor schepen komend uit zuidwestelijke richting voldoende ruimte tussen de vaarbaan en de windparken (kavels I en II) om een rondtorn te maken indien andere schepen hun route kruisen.



Figuur 8.5 Verkeerssituatie rond kavel I en II

[31] Het aantal aanvaringen tussen schepen neemt kwadratisch met de intensiteit toe.

Ontmoeting met een schip komend uit de corridor

Er is sprake van het mogelijk openstellen van een corridor tussen kavel I en kavel II voor kleine scheepvaart. Dit betekent dat er een kruising ontstaat tussen schepen die in zuidoostelijke richting door de corridor uit het windenergiegebied varen en de schepen op de doorgaande verkeersstroom aan de oostkant van de twee kavels (zie figuur 8.5).

Hierbij kunnen twee type ontmoetingen plaatsvinden:
1. Een ontmoeting tussen een schip dat uit de corridor vaart met een schip komend uit zuidelijke richting.
2. Een ontmoeting tussen een schip dat uit de corridor vaart met een schip komend uit noordelijke richting.

De afstand tussen kavel II en het midden van de vaarroute is 2.6 NM. Dit geeft het kleinere schip komend uit de corridor voldoende ruimte om een uitwijkmanoeuvre uit te voeren. In de studie van MARIN zijn drie types maatgevende schepen onderzocht die door de corridor zouden mogen varen (schepen tot 24 m, schepen tot 45 m en schepen tot 80 m). Al deze schepen hebben voldoende ruimte om een rondtorn te maken in het geval te moeten uitwijken voor een ander schip. De benodigde afstand is in alle gevallen veel kleiner dan 2.6 NM; de afstand tussen Kavel II en het midden van de vaarbaan ten oosten van het park.

Ontmoeting met een schip < 24 m dat het windpark (kavel I of kavel II) verlaat in oostelijke richting

In het geval dat kleinere scheepvaart (tot 24 m) toegelaten wordt in kavels I en II kunnen er ook kruisende ontmoetingen plaatsvinden tussen schepen die langs de kavels varen en een schip dat (op een willekeurige locatie) een van de kavels uitvaart. De afstand tussen het midden van de doorgaande vaarroute en de kavels is minimaal 2.6 NM. Dit betekent dat er voldoende ruimte is voor schepen om elkaar op tijd waar te nemen en actie te ondernemen. Hierbij moet worden meegenomen dat de kleine scheepvaart wendbaarder is en dus minder tijd nodig heeft om een uitwijkmanoeuvre uit te voeren.

Een ander type ontmoeting is een ontmoeting tussen een uitvarend schip en een ander klein schip dat vlak langs de kavels vaart. Hierbij speelt met name de beperking in zicht een belangrijke rol. Maar ook hierbij geldt dat beide schepen relatief wendbaar zijn en dus weinig manoeuvreerruimte nodig hebben.

Ontmoeting van een schip <24 m dat de corridor “oversteekt” van kavel I naar kavel II (of vice versa) met een schip varend door de corridor

Wanneer scheepvaart kleiner dan 24 m toegelaten wordt binnen de kavels, kan de situatie ontstaan dat een schip van kavel I naar kavel II (of vice versa) vaart en daarbij de corridor oversteekt. Hierbij kan een ontmoeting plaatsvinden met een schip dat door de corridor vaart. De beschikbare ruimte in de corridor is beperkt, met name wanneer schepen groter dan 45 m toegelaten worden in de corridor, aangezien deze schepen meer dan 825 m nodig hebben voor een rondtorn (in het uiterste geval), wat meer dan de helft van de breedte van de corridor is. Deze corridor is exclusief de 500 meter veiligheidszones voor de kavels aan weerszijden. Daarnaast is het belangrijk te kijken naar het effect van de turbines op de zichtbaarheid van de schepen, zowel in het park als in de corridor. Een risicoanalyse van dit type ontmoetingen is onderdeel van de aanvullende studie over de algemene effecten van de corridor op de scheepvaart.

8.5.7 Effecten scheepvaartveiligheid bij openstellen van kavels I en II

In de studie van MARIN (Van Schaijk & Koldenhof, 2015) is onderzocht welke effecten op de scheepvaartveiligheid kunnen optreden bij het openstellen van kavels I en II voor schepen kleiner dan 24 meter. De mogelijke effecten zijn:

- aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout;
- aanvaring (aandrijving) met een windturbine als gevolg van een motor- of stuurstoring;
- aanvaring tussen een schip dat het windpark (kavel I of kavel II) verlaat en een passerend schip (zie paragraaf 8.5.6).

Aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout

Schepen met een afmeting kleiner dan 24 meter zijn over het algemeen genomen zeer wendbare schepen. Daarbij is de afstand tussen de palen in beide alternatieven relatief groot ten opzichte van de lengte van de schepen. De afstand tussen de palen bij het alternatief met 3 MW turbines is ruim 700 meter en de afstand tussen de palen bij een alternatief met 10 MW turbines is zelfs 1350 meter. Er bestaat een kans dat een schip een navigatiefout maakt en daardoor op "ramkoers" met een paal komt. Echter, door de wendbaarheid van deze categorie schepen en de relatief grote ruimte tussen de palen is er tijd genoeg om de fout te detecteren en een uitwijkmanoeuvre in te zetten zodat de aanvaring wordt voorkomen. De kans op een aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout van een schip kleiner dan 24 m dat in kavel I of kavel II vaart, is daardoor verwaarloosbaar klein.

Aandrijving met een windturbine als gevolg van een motor- of stuurstoring

Het grootste risico dat het varen in een windpark oplevert voor een klein schip lijkt het incident te zijn waarbij een motorstoring of andere averij optreedt waardoor het schip niet meer onder controle is en op drift raakt. Als deze vorm van averij optreedt in een windpark bestaat er een kans dat het schip tegen een paal aandrijft en daardoor schade oploopt. In de studie van MARIN is op basis van gegevens van het KNRM bepaald hoe groot de kans op averij is binnen kavel I en II. Vervolgens is bepaald hoe groot de kans is dat het driftende schip een turbine raakt. Het MARIN heeft voor de kavels I en II samen de totale kans berekend op een aandrijving van een schip (< 24 m) met een turbine. Voor het alternatief met 3 MW turbines is deze maximaal 0.0281 (eens in de 35 jaar), voor het alternatief met 10 MW turbines is dit eens in de 76 jaar. In de praktijk zal dit aantal kleiner zijn doordat:

- de KNRM al bij het schip kan zijn voordat het uit het windpark of tegen een paal aan gedreven is;
- het schip gebruik kan hebben gemaakt van het anker, zodat het driften is gestopt;
- de oorzaak van het driften verholpen is voordat een paal is geraakt.

8.6 Effectbeoordeling

Voor twee alternatieven van kavel II zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaar- en aandrijfkansen van de turbines. Voor alternatief K1_3MW zijn de kansen hoger dan voor alternatief K1_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines en in minder mate door de grotere diameter. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor alternatief K1_3MW is 0.073991.

Als gevolg van alternatief K2_3MW wordt eens per 357 jaar een uitstroom van olie verwacht, terwijl dit voor alternatief K2_10MW eens per 1212 jaar is. De kans op uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het gehele NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine van kavel II met 0.56% toe voor alternatief K2_3MW. Voor alternatief K2_10MW is dit lager (0.16%).

De kans op persoonlijk letsel bij een aanvaring en aandrijving is bijzonder klein. Er wordt dan ook ruimschoots aan de criteria voor het extern risico voldaan, zowel wat betreft het individueel als het groepsrisico.

De wijziging van de routestructuur leidt, door de aanwezigheid van kavel I en II, nauwelijks tot een toename van de kans op ongevallen. De kans op ongevallen neemt door de aanwezigheid van kavel I en II toe met maximaal 0.08% (zie tabel 8.7).

Het effect op kruisende scheepvaart is beperkt doordat de kavels I en II op relatief grote afstand (minimaal 2.6 nm) liggen van de routegebonden scheepvaart. Dit geldt ook voor de situatie dat schepen uit de corridor varen richting de doorgaande verkeersstroom. Bij openstelling van het windpark voor schepen kleiner dan 24 meter is de kans op aanvaring ook beperkt omdat dergelijke schepen over het algemeen zeer wendbaar zijn.

Tabel 8.8 Samenvatting effectbeoordeling

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling

		Alternatief 1 (3 MW)	Alternatief 2 (10 MW)
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving	0/-	0
	Gevolgschade van aanvaring of aandrijving	0	0
Scheepvaart	Wijziging in routestructuur	0	0
	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0	0

8.7 Cumulatie

Naast het windpark in kavel II wordt een aantal andere windparken gebouwd op de Noordzee. Het cumulatieve effect van deze windparken op de verkeersveiligheid is, in tegenstelling tot eerdere veiligheidsstudies, niet apart inzichtelijk gemaakt, maar is als basissituatie beschouwd. De nieuwe routestructuur die vanaf 1 augustus 2013 van kracht is geworden, 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 is er in de berekeningen voor kavel II gecumuleerd over kavels I, III en IV; de routestructuur voor kavel II veranderd niet als kavels I, III en IV ook worden meegenomen.

8.8 Mitigerende maatregelen

Gebruik van AIS

Sinds 1 januari 2005 hebben alle zeevaartschepen boven de 300 GT (ongeveer 55 m) een AIS-transponder (Automatic Identification System), die de positie van het schip continu uitzendt, aan boord. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen ontvangen en hiermee is de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend. AIS, mits geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug, biedt dan ook extra mogelijkheden om het kruisende schip vroegtijdig te zien. Te meer daar AIS niet verstoord wordt door het windpark. De verwachting is dat AIS, met name wanneer AIS wordt geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug, de veiligheid op zee zal bevorderen. De verwachting is dat daardoor de kans dat een schip tegen een windturbine aanvaart (rammen) zal afnemen met 20%. Deze reductie volgt uit het SAFESHIP-project en de harmonisatie van de aannamen ten behoeve van veiligheidsstudies voor windparken voor de Duitse autoriteiten (BSH, 2005).

Het is de verwachting dat in de toekomst steeds meer kleinere schepen, waaronder vissers, met een AIS-transponder gaan varen, waardoor het probleem van kruisende scheepvaart steeds minder groot wordt. Zo zijn sinds 31 mei 2014 ook alle nieuwbouw vissersschepen en vissersschepen langer dan 15 meter verplicht AIS te dragen.

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.

Inzet van een Emergency Towing Vessel (ETV)

Zoals uit de berekeningen volgt, geeft aandrijven het grootste 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 wordt verholpen. 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 ETV (sleepboot). Een ETV kan dus 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. Het positioneren van een ETV in de buurt van windenergiegebied Borssele zal de aandrijvingskansen voor kavels I en II doen reduceren. Uit eerdere studies is gebleken

dat dit kan leiden tot een reductie van meer dan 80% (afhankelijk van de locatie van het windpark t.o.v. de positionering van de ETV).

8.9 Leemten in kennis

Voor het aspect scheepvaartveiligheid zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

9 Morfologie en hydrologie

9.1 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven

Met de beschrijving van de morfologische en hydrologische processen wordt de wisselwerking tussen de beweging van water, het transport van zand/slib, en erosie en sedimentatie in beeld gebracht. In dit hoofdstuk is onderzocht welke effecten een windpark in kavel II kan hebben op deze processen. Er zijn diverse alternatieven onderzocht waarmee de bandbreedte van de mogelijke milieueffecten in beeld zijn gebracht. Voor het aspect morfologie en hydrologie zijn alleen de onderdelen van het windpark van belang die zich onder water bevinden. Dit zijn de funderingen (inclusief erosiebescherming) en parkbekabeling.

Onderzochte alternatieven

Voor de fundatie van offshore windturbines zijn verschillende type funderingen mogelijk. De meest toegepaste funderingen zijn: monopile, jacket, tripod, tripile en gravity based (zie bijlage 1 voor uitleg). Om de bandbreedte van de milieueffecten van de funderingen in beeld te brengen zijn twee alternatieven onderzocht, waarvan verwacht wordt dat de milieueffecten het meest uiteen zullen lopen. Dit zijn de alternatieven waarbij het plaatsen van de fundering en het aanbrengen van de bodembescherming leidt tot de minste respectievelijk de meeste bodemberoering (zie tabel 9.1). Waar relevant wordt tevens ingegaan op de andere soorten funderingen. Het totaal oppervlak aan fundering en erosiebescherming is per funderingstype weergegeven in tabel 9.1.

Alternatief 1: een 10 MW turbine op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosiebescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.

Alternatief 2: een 3 MW turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.

Voor het spanningsniveau van de parkbekabeling zijn twee alternatieven onderzocht: 33 kV en 66 kV. Bij 33 kV kan theoretisch 30 MW aan vermogen worden aangesloten, wat overeenkomt met tien 3 MW turbines of drie 10 MW turbines. Bij 66 kV kan het dubbele aan vermogen worden aangesloten, zijnde twintig 3 MW turbines of zes 10 MW turbines.

Tabel 9.1 Totaal oppervlak fundering en erosiebescherming (hele windpark)

	Oppervlakte fundering	Oppervlakte erosiebescherming	Totaal oppervlak
Jacket 20x20 m (3 MW)	827 m^2	186.373 m^2	187.200 m^2
Jacket 30x30 m (10 MW)	4.503 m^2	416.696 m^2	421.200 m^2
Monopile 3 m (3 MW)	827 m^2	19.849 m^2	20.676 m^2
Monopile 10 m (10 MW)	2.749 m^2	65.973 m^2	68.722 m^2
Tripod 2 m (3 MW)	1.103 m^2	26.464 m^2	27.567 m^2
Tripod 4 m (10 MW)	1.319 m^2	9.677 m^2	10.996 m^2
Tripile 2 m (3 MW)	1.103 m^2	26.464 m^2	27.567 m^2
Tripile 4 m (10 MW)	1.319 m^2	9.677 m^2	10.996 m^2
Suction bucket 15 m (3 MW)	20.676 m^2	0 m^2	20.676 m^2
Suction bucket 20 m (10 MW)	10.996 m^2	57.726 m^2	68.722 m^2
Gravity Based Fundatie 25 m (3 MW)	57.432 m^2	459.458 m^2	516.890 m^2

	Oppervlakte fundering	Oppervlakte erosiebescherming	Totaal oppervlak
Gravity Based Fundatie 40 m (10 MW)	43.982 m^2	351.859 m^2	395.841 m^2

9.2 Beoordelingskader

Voor de voorspelling van de effecten van het windpark op het aspect morfologie en hydrologie zijn de onderstaande beoordelingscriteria onderscheiden (zie tabel 9.2). Deze criteria hebben alleen, of in samenspel met elkaar, invloed op de Nederlandse kust. Het is dus van belang om te weten of en in welke mate het windpark deze beoordelingscriteria beïnvloedt. Aan de hand van deze beoordelingscriteria zijn de effecten beschreven. De effecten zijn kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beschreven. De beschrijving van de effecten op morfologie en hydrologie is met name van belang om de effecten op natuur te bepalen.

Tabel 9.2 Beoordelingscriteria morfologie en hydrologie

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Morfologie en hydrologie	- Effect op golven - Effect op waterbeweging (waterstand/stroming) - Effect op waterdiepte en bodemvormen - Effect op bodemsamenstelling - Effect op troebelheid en waterkwaliteit - Effect op sedimenttransport - Effect op kustveiligheid	- Kwalitatief en kwantitatief

9.2.1 Golven

Bepalende factoren voor golven zijn de duur van de wind, de strijklengte (dit is de lengte van de open zee waarover de wind waait en een golf kan groeien) en de waterdiepte. Golven spelen een grote rol in de morfologische processen door hun invloed op het zandtransport. Daarbij geldt: hoe ondieper het water, hoe groter de invloed van de golven op het zandtransport. Pas vanaf een bepaalde waterdiepte kunnen golven met een specifieke lengte het zand van de bodem in beweging brengen. Hierbij is de betreffende waterdiepte of golfbasis recht evenredig met de golflengte. De mate van opwoeling is vooral afhankelijk van de eigenschappen van het bodemmateriaal en van de grootte van de wrijvingskrachten op het bodemoppervlak. De opwoeling door golven maakt het mogelijk dat bodemmateriaal kan worden getransporteerd door stromingen die zelf niet sterk genoeg zijn om het zand van de bodem los te maken.

9.2.2 Waterbeweging

De waterbeweging wordt bepaald door een samenspel van getij, wind en wateraanvoer door de rivieren. De getijbeweging is te onderscheiden in een verticaal getij (periodieke beweging van de waterstand) en een horizontaal getij (getij-gedreven stroming). Wind veroorzaakt waterstandsverhogingen (of verlagingen), golven en stromingen. Wind is hiermee indirect de oorzaak van vele morfologische veranderingen die in het kustgebied plaatsvinden. De windopzet en de golf- en stromingskarakteristieken hangen nauw samen met het windklimaat (windrichting en windsnelheid). Het windklimaat kan veranderen als gevolg van veranderingen in de klimatologische en meteorologische omstandigheden.

9.2.3 Waterdiepte en bodemvormen

De waterdiepte bepaalt in belangrijke mate de relatieve invloed van golven en getij op de zeebodem en speelt derhalve een grote rol bij morfologische processen. In de Noordzee komt een aantal bodemvormen voor zoals geulen, zandbanken, zandgolven en (mega)ribbels. Deze veelal mobiele bodemvormen hebben grote invloed op bijvoorbeeld het sedimenttransport, de kustveiligheid en de stabiliteit van kabels en leidingen die op of in de zeebodem liggen.

9.2.4 Bodemsamenstelling

De sedimentsamenstelling van de bodem speelt een belangrijke rol bij het optreden van verschillende processen. Zo hebben de sedimentkarakteristieken grote invloed op het sedimenttransport, het optreden van ontgrondingskuilen (erosiekuilen) en de troebelheid. Tevens is de bodemsamenstelling van belang voor de funderingen van de windturbines en het ingraven van de kabels. Tenslotte hebben sommige bodemlagen een belangrijke archeologische waarde.

9.2.5 Troebelheid en waterkwaliteit

De troebelheid, die met name bepaald wordt door het gehalte zwevend stof in het water, bepaalt de mate waarin licht dat voor fytoplankton en andere organismen belangrijk is, kan doordringen in de waterkolom. De troebelheid wordt bepaald door de aanvoer van slib uit rivieren en opwerveling door natuurlijke processen en menselijk handelen (zandwinning, storten baggerspecie). Tijdens stormen kan recent afgezet slib onder invloed van waterbeweging opnieuw opwervelen (resuspensie). In de winterperiode is het gehalte zwevend stof over het algemeen hoger dan in de zomer (het groeiseizoen van de meeste organismen), onder meer door de grotere inwerking van golven op de zeebodem.

9.2.6 Sedimenttransport

Sedimenttransport zorgt voor een herverdeling van zand en slib langs de Nederlandse kust, met name in noordwaartse richting. Sedimenttransport treedt op als gevolg van de gezamenlijke werking van golven, stromingen en wind. Door golven of menselijke activiteiten (bijv. baggeren, visserij, trenchen) kan het sediment van de bodem worden opgewoeld, waarna het door stroming kan worden getransporteerd. Of sprake is van sedimenttransport is voornamelijk afhankelijk van de beweging van het water en de bodemsamenstelling. Over het algemeen kan het sedimenttransport worden opgedeeld in drie fasen, te weten het opwoelen van bodemmateriaal, de horizontale verplaatsing door het water en resedimentatie (opnieuw sedimenteren).

9.2.7 Kustveiligheid

De kustveiligheid heeft hoofdzakelijk te maken met de veiligheid tegen overstroming. Dit hangt enerzijds af van de (hydrodynamische) belasting en anderzijds van de sterkte van de zeewering. De sterkte van de zachte delen van de zeewering (strand en duinen) is in hoge mate afhankelijk van de hoeveelheid aanwezig zand. De hoeveelheid zand fluctueert in ruimte en tijd en is afhankelijk van het gevoerde kustbeleid (thans: kustlijnhandhaving door middel van zandsuppleties). De natuurlijke verandering van de hoeveelheid zand in een bepaald kustvak hangt met name af van de golven en het getij (waterstanden en stroomsnelheden) en stormen. Het criterium kustveiligheid wordt dus beïnvloed door de golven en het getij.

9.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

9.3.1 Huidige situatie

In het algemeen kan worden gesteld dat, bezien vanuit morfologische en hydrodynamische processen en gespiegeld aan de levensduur van de ingreep, in de omgeving van het windenergiegebied Borssele sprake is van een door natuurlijke processen gestuurd dynamisch evenwicht. Binnen dit evenwicht is de variatie van morfologie en hydrologie in ruimte en tijd groot. Zo neemt bijvoorbeeld de invloed van golven op de zeebodem in de richting van de kust toe en wordt deze in de tijd gestuurd door weersomstandigheden. De invloed van het getij op de morfologische veranderingen is juist relatief groter in dieper water en wordt in de tijd gestuurd door de positie van zon en maan. De morfologie en hydrologie van de nabijgelegen kustzone wordt behalve door natuurlijke processen ook beïnvloed door grootschalige menselijke ingrepen. Zo hebben bijvoorbeeld de aanleg van de Maasvlakte en de aanwezigheid van zandwingebieden invloed op hun directe omgeving.

Golven

Golfen komen overwegend uit het zuidwesten en noordwesten, zijnde de richting waaruit het meest frequent de wind waait. De condities van de golven zijn sterk afhankelijk van de windsnelheid, de golfcondities zijn daardoor in de winter heviger dan in de zomer. Van windenergiegebied Borssele zijn geen metingen van golfhoogten beschikbaar. Deltares heeft daarom de golfcondities gemodelleerd in de uitgevoerde metoceanstudie (Riezebos et al. 2015). Uit deze

studie blijkt dat de meest extreme golven windenergiegebied Borssele naderen vanuit het westen. Golfhoogten van 8,5 meter komen eens per 50 jaar voor.

Waterbeweging (waterstand en stroming)

In de uitgevoerde metoceanstudie (Riezebos et al. 2015) zijn de waterstanden en stroomsnelheden gemodelleerd op basis van een voorspellingsperiode van 20 jaar. Hiervoor is gebruik gemaakt van Delft3D-FLOW, een numeriek model dat in staat is instabiele waterbewegingen en transport van opgelost materiaal te modelleren. Op basis van het model is in windenergiegebied Borssele het hoogste astronomische getij berekend op 2.20 m (ten opzichte van het middenstandsvlak) en het laagste astronomische getij op -1.60 m (ten opzichte van het middenstandsvlak). De extreme hoogwaterstand met een overschrijdingskans van eens per 50 jaar is 3.20 m boven middenstandsvlak en de extreme laagwaterstand met dezelfde overschrijdingskans is -2.20 m.

De twee aan het getij gerelateerde dominante stromingsrichtingen zijn noordnoordoost en zuidzuidwest. Met het model Delft3D-FLOW zijn hiervoor de operationele en extreme stromingscondities berekend. Uit de modellering blijkt dat de dieptegemiddelde stroomsnelheden met een overschrijdingskans van eens per 50 jaar voor de sectoren noordnoordoost en zuidzuidwest 1,2 m/s respectievelijk 1,0 m/s zijn.

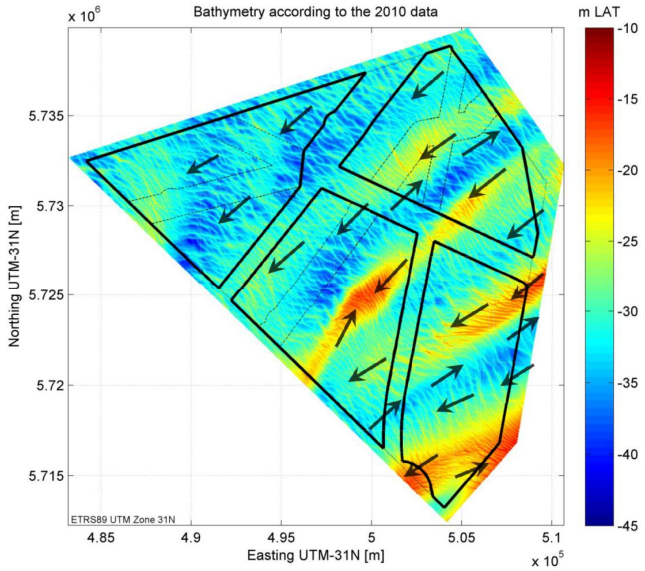
Waterdiepte en bodemvormen

De zeebodem ter plaatse van windenergiegebied Borssele is continu aan verandering onderhevig. Deze verandering, die valt binnen het dynamische evenwicht, wordt veroorzaakt door het optreden van verschillen in het zandtransport in ruimte en tijd. De zeebodem ook wel shelf genoemd betreft de vlakke zone zeewaarts van ongeveer NAP -20 meter.

Karakteristiek voor de Zeeuwse kust is dat op de shelf tientallen kilometers lange en kilometers brede zandbanken liggen. Deze zandbanken komen ook elders voor langs de Nederlandse kust, maar alleen voor de Zeeuwse kust bereiken de zandbanken een hoogte van meer dan 10 meter. Hierdoor ontstaan plaatselijk grote diepteverschillen, variërend van -15 tot 40 meter.

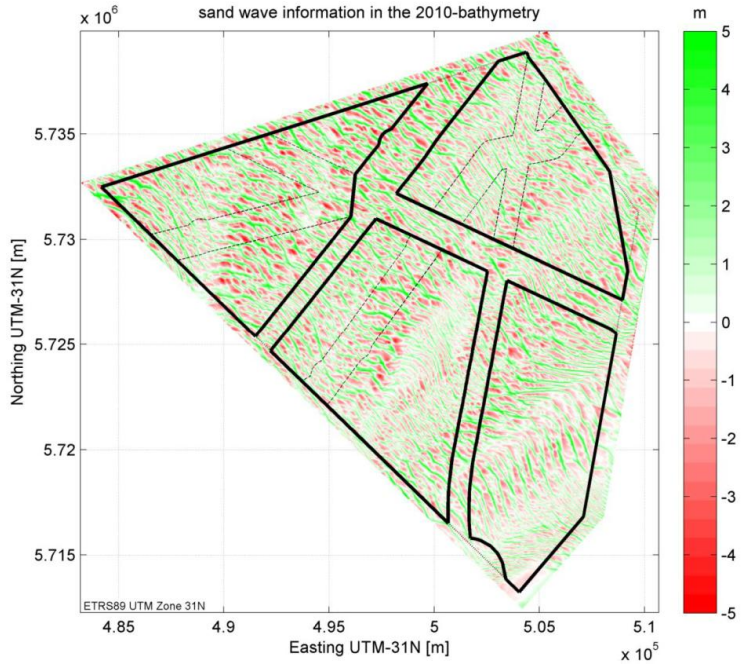
De waterdiepte in kavel II varieert, afhankelijk van de ligging van zandbanken, van -15 m tot -40 m LAT (zie figuur 9.1). Het plangebied ligt daarbij zover uit de kust (circa 24 kilometer) dat, afgezien van zandbanken en zandgolven, de zeebodem vrijwel vlak is (met een helling kleiner dan 1:1.000). De zandbanken liggen parallel aan de kust (ZW-NO). Naast de zandbanken en zandgolven komen ook megaribbels voor. Deze bodemvormen met een golflengte van 5-15 meter en een amplitude van circa 0,5-1,5 meter, zijn dynamischer dan zandgolven en veranderen tijdens stormen vaak van vorm. De meest kleinschalige bodemvormen (ribbels) reageren het meest direct op sturende hydrodynamische processen en worden daarnaast sterk beïnvloed door de boomkorvisserij.

Door Deltares (Riezebos et al. 2014) is voor windenergiegebied Borssele een bureaustudie uitgevoerd om de bodemmorfologie en bodemdynamiek in beeld te brengen. Uit deze studie blijkt dat de bathymetrie in kavel II bestaat uit een complex systeem van kustparallelle zandbanken die bedekt zijn met zandgolven die haaks op de kust liggen. De zandbanken worden geacht statisch te zijn over een periode van tientallen jaren (levensduur van een windpark). In het hele plangebied komen zandgolven voor, met uitzondering van het meest zuidelijke deel van kavel II. De zandgolven migreren zowel in noordoostelijke als zuidwestelijke richting (zie figuur 9.1).



Figuur 9.1 Bathymetrie en migratierichting zandgolven (Riezebos et al. 2014)

De in het plangebied aanwezige zandgolven zijn kleinschaliger (enkele honderden meters lang) en mobieler dan de kilometers brede en tientallen kilometers lange zandbanken. De zandgolven op de zandbanken zijn daarbij over het algemeen kort en laag en in de tussenliggende geulen lang en hoog. De zandgolven in kavel II hebben een lengte die varieert van 100-530 m en een hoogte die varieert van 1,5-6,6 m (zie figuur 9.2). De gemiddelde migratiesnelheid van de zandgolven varieert van 2-4 m/jaar. In deze studie is ook onderzocht welke variaties in bodemhoogte kunnen optreden als gevolg van de migratie van zandgolven. Voor kavel II wordt een maximale bodemvariatie berekend van circa 5-6 m.



Figuur 9.2 Hoogte zandgolven op basis van meting in 2010 (Riezebos et al. 2014)

Bodemsamenstelling

De gemiddelde korreldiameter van sediment in de zuidelijke Noordzee vertoont een zekere samenhang met de waterdiepte en de stroomsnelheid, waarbij diepere en verder noordwaarts gelegen gebieden fijnkorreliger zijn dan ondiepere gebieden voor de Hollandse kust (Niessen & Schüttenhelm, 1986). Het oppervlak van de zeebodem ter plaatse van kavel II bestaat voorna-

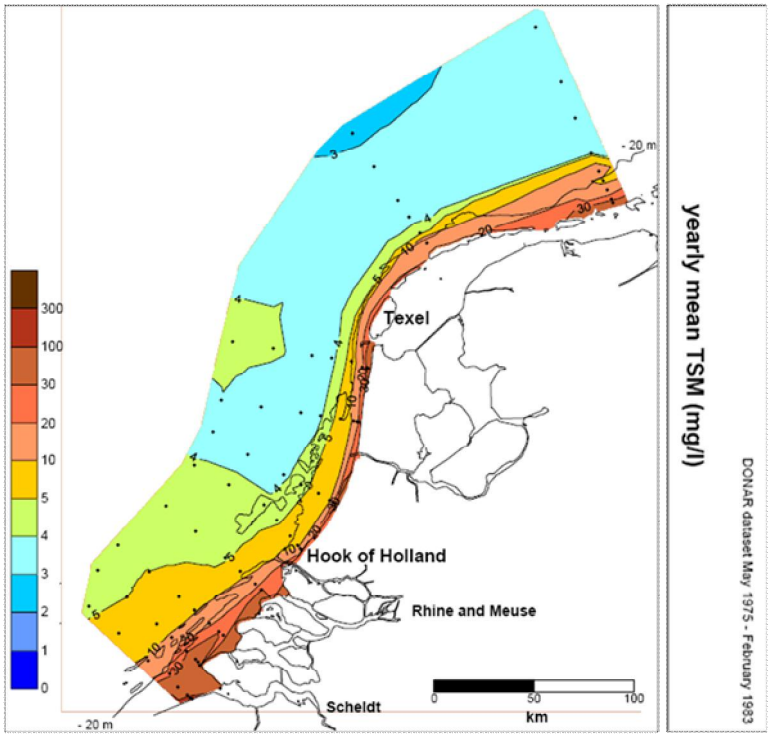
melijk uit middelgrof zand met een gemiddelde korrelgrootte (D50) van 250-500 µm (bron: www.noordzeeatlas.nl), met een slibpercentage van < 4% (Van Heteren et al. 2006).

De onderliggende lagen (tot een diepte van circa 15 m) bestaan grotendeels uit zandige afzettingen van de Blight Bank formatie, de aanwezige zandbanken zijn hier ook onderdeel van. Lokaal komen dunne laagjes klei voor en afzettingen van fijn grind (Haasnoot et al, 2014).

Troebelheid en waterkwaliteit

De troebelheid van het water wordt bepaald door het gehalte aan zwevend materiaal (Total Suspended Matter, TSM). Dit bestaat voor het grootste deel uit slib. Wind, getijstromingen en golven hebben een grote invloed op het gehalte aan zwevend materiaal. Het slibtransport, en daarmee de troebelheid van het water, langs de Nederlandse kust richting de Waddenzee wordt in belangrijke mate bepaald door aanvoer van slib vanuit het Kanaal en de Vlaamse Banken. Dit slib beweegt zich langs de Belgische en Nederlandse kust in een strook van afnemende breedte (Salden, 1998). Langs de Nederlandse kust wordt het slibtransport ook beïnvloed door de aanwezigheid van baggerstortlocaties (loswallen) en zandwingebieden.

De jaargemiddelde troebelheid langs de Nederlandse kust neemt zeewaarts af van 30-50 mg/l op 2 kilometer tot 10 mg/l op 5 kilometer en 5 mg/l op 10-20 kilometer afstand van de kustlijn. Ter hoogte van kavel II bedraagt de jaargemiddelde troebelheid 5-10 mg/l. In de zomermaanden, wanneer de weersomstandigheden rustiger zijn, is de gemiddelde troebelheid lager dan in de wintermaanden.



Figuur 9.3 Jaargemiddelde slibconcentratie langs de Nederlandse kust voor de periode 1975-1983 (Suijlen & Duin, 2002)

De waterkwaliteit van de Noordzee wordt met name bepaald door de concentraties algen, gesuspendeerde delen (m.n. slib) en eutrofiërende en verontreinigende stoffen. Het water in de kustzone is door de zwevende delen, vooral dicht bij de kust, veel troebeler dan het water op open zee. De zwevende delen in het water zijn van belang voor de binding en het transport van veel schadelijke stoffen. Verontreinigende stoffen zijn onder andere: zware metalen (o.a. cadmium, zink en kwik), anorganische verbindingen met chloor/broom, organische microverontreinigingen (aromatische koolwaterstoffen, dioxines, PCB etc.), weekmakers en vlamvertragers. Van bovengenoemde verontreinigende stoffen is bekend dat ze schadelijk zijn voor bodemdieren en zeezoogdieren. De grote rivieren in Nederland spelen een belangrijke rol in de water-

kwaliteit van de Noordzee, omdat het rivierwater uiteindelijk in de Noordzee terecht komt. Daarnaast speelt ook aanvoer via de lucht een rol en treedt verontreiniging op door industriële activiteiten op zee (scheepvaart, platforms, etc.).

Sedimenttransport

Het transport van sediment langs de Nederlandse kust wordt bepaald door de waterbeweging en sedimentbeschikbaarheid, die afhangen van getij, wind/golven en rivierafvoer. Uitwisseling tussen water en bodem is daarbij van groot belang. Bij sediment wordt onderscheid gemaakt in slib (tot 63 µm) en zand (tussen 63 µm en 2.000 µm). Het onderscheid tussen deze fracties is belangrijk omdat deze zich anders gedragen in de waterkolom. Omdat zand zwaarder is dan slib vindt het zandtransport voornamelijk langs de bodem plaats tijdens maximale stroomsnelheden als gevolg van getij en golven. Slib is veel meer homogeen verdeeld over de waterkolom. Eenmaal in de kustzone, wordt het zand en slib in de waterkolom door stroming netto noordwaarts getransporteerd.

Zandtransport vindt voornamelijk plaats in de ondiepe kustzone. In de zone tot de NAP -10 m dieptelijn is het zand continue in beweging als gevolg van getijstroming en golven. Zeewaarts van de NAP -10 m dieptelijn is er relatief weinig zandtransport en zeewaarts van de NAP -20 m dieptelijn is er nauwelijks zandtransport. Alleen gedurende zware storm is er zeewaarts van de NAP -20 m dieptelijn zand in beweging. Slibtransport vindt in de hele kustzone plaats, maar ook hier zijn de transporten in de ondiepe kustzone het grootst. Schattingen van het slibtransport variëren tussen de 10 en 26 miljoen ton droge stof per jaar (Salden, 1998).

Kustveiligheid

De verandering van de Hollandse kustlijn wordt hoofdzakelijk bepaald door het sedimenttransport langs de kust, waarbij de verhouding tussen aanvoer en afvoer van belang is. Met het huidige beleid van "dynamisch handhaven van de basiskustlijn" wordt waar mogelijk ruimte gegeven aan natuurlijke processen. De zee krijgt binnen zekere grenzen enige speelruimte. Alleen bij aantasting van de basiskustlijn (ligging van de kustlijn op 1 januari 1990) worden maatregelen genomen. In de praktijk betekent dit dat dan een zandsuppletie wordt uitgevoerd. De belangrijkste reden voor de noodzaak van zandsuppleties is de erosie langs delen van de Nederlandse kust en zeespiegelstijging. Van Malde (1996) toonde aan de hand van langjarige metingen aan, dat de zeespiegel tijdens de laatste eeuw 0,1-0,2 meter is gestegen. In de nabije toekomst wordt, gezien de opwarming van de aarde, een verdere stijging van de zeespiegel verwacht. Niet overal langs de kust heeft de zeespiegelstijging dezelfde gevolgen. Het centrale deel van de Nederlandse kust progradeert enigszins, terwijl het zuidelijke en noordelijke deel eroderen (Lorenz et al., 1991). Dit geldt overigens alleen voor duin en strand, en niet voor de vooroever.

9.3.2 Autonome ontwikkeling

In de autonome ontwikkeling doen zich voor de Nederlandse kust geen ontwikkelingen voor die de morfologische en hydrodynamische processen wezenlijk zullen beïnvloeden. De situatie bij voortgaande autonome ontwikkeling wijkt daardoor nauwelijks af van de huidige situatie. De meeste hierboven besproken processen zijn het resultaat van een langetermijnontwikkeling en een zodanig grootschalige setting, dat veranderingen slechts op een tijdschaal van eeuwen of langer significant zullen zijn. In de nabije toekomst wordt, gezien de opwarming van de aarde, een verdere stijging van de zeespiegel verwacht. Voor de Nederlandse waterkeringen wordt, conform de kustnota's, ervan uitgegaan dat de zachte zeeweringen zullen meegroeien met de zeespiegelstijging en bodemdaling van circa 20 cm per eeuw. Hiertoe zullen strandsuppleties en vooroeversuppleties moeten worden uitgevoerd. De omvang van de zandsuppleties zullen naar verwachting geen grote verschuivingen laten zien in de komende jaren bij een gelijkblijvende zeespiegelstijging van 20 cm/eeuw (IDON, 2011). Schattingen voor de totale jaarlijkse volumes komen uit op netto 12 tot 16 miljoen m^3 per jaar, verspreid langs vrijwel de hele kust.

9.4 Effectbeschrijving

Bij de effectbeschrijving zijn twee alternatieven onderzocht (zie paragraaf 9.1). De effecten van een windpark in kavel II zijn bepaald aan de hand van de in paragraaf 9.2 beschreven beoordelingscriteria. De effecten zijn kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beschreven. Bij de beschrijving is onderscheid gemaakt in effecten tijdens de exploitatie, effecten tijdens aanleg/verwijdering en effecten tijdens onderhoud.

9.4.1 Effecten tijdens exploitatie

Golven

In het windpark zal het golfpatroon rondom de funderingen veranderen. De mate waarin het golfpatroon rondom de fundering verandert, is afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacket fundering is sprake van een open constructie, waardoor golven slechts beperkt worden gehinderd. Bij een dergelijke constructie zal rondom de fundering dan ook nauwelijks sprake zijn van opstuwing en verlaging van de waterstand.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, tripile/tripod, suction bucket of gravity based, zal wel sprake zijn van een kleine verandering van het golfveld. In theorie veroorzaakt een dergelijk fundering door extra wrijving opstuwing aan de loefzijde en een verlaging van de waterstand aan de lijzijde van de fundering. Alleen zeer lokaal zal achter een dichte fundering een verlaging van de golfhoogte optreden (Hoffman et al. 1997; Chakrabari, 1987). Deze verandering treedt op tot een afstand van één tot twee maal de diameter van de fundering. Bij zowel de monopile, suction bucket als de gravity based fundering varieert de diameter ter hoogte van de zeespiegel van 3 tot 10 m. Dat betekent dat de afstand waarop beïnvloeding plaats vindt, varieert van 6 tot maximaal 20 meter. De toepassing van J-tubes langs de funderingen om de kabels over de bodem te geleiden kan een invloed hebben van 9-17% op de lokale golfsterkte (Segeren, 2011).

Omdat het effect zeer gering is en alleen lokaal optreedt, is het effect voor de alternatieven neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Waterbeweging (waterstand en stroming)

Het windpark heeft ook invloed op de waterbeweging rondom de funderingen. Ook hier is de invloed van de fundering afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacketfundering is sprake van een open constructie, waardoor de waterbeweging nauwelijks wordt gehinderd.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, tripile/tripod, suction bucket of gravity based zal wel sprake zijn van een kleine verandering van de waterbeweging. De verandering van het stroombeeld zal alleen lokaal achter de funderingen (één tot twee keer de diameter van de monopile) optreden (Hoffman et al. 1997; Chakrabari, 1987). Een dichte fundering, zoals bijvoorbeeld een monopile, in een stromingsveld veroorzaakt een kleine verandering van de stroomsnelheid aan weerszijden van de monopile en turbulentie aan de lijzijde van de monopile. Deze veranderingen zijn echter zeer gering (maximaal 2%; Danish Hydraulic Institute, 1999). De effecten zijn daardoor alleen merkbaar in de directe omgeving van de funderingen. De funderingen hebben geen invloed op de gemiddelde stroomsnelheid binnen het windpark. Daarvoor is de diameter van de fundering te klein, de waterdiepte te groot en de onderlinge afstand tussen de windturbines te groot.

De effecten van een gravity base fundering op de waterbeweging zullen groter zijn doordat de gemiddelde diameter van het deel van de fundering dat zich onder water bevindt groter is (circa 20-25 m), maar ook hier is het effect op de stroomsnelheid verwaarloosbaar. De effecten zijn gezien de beperkte omvang en het lokale karakter, voor de alternatieven neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Waterdiepte en bodemvormen

De veranderingen van de bodemligging worden veroorzaakt door het sedimenttransport. Het sedimenttransport wordt onder andere beïnvloed door golven, getijstroming en waterdiepte.

Naarmate de waterdiepte afneemt worden de snelheden langs de bodem veelal groter, waardoor transport van sediment toeneemt. In kavel II bevinden zich zandbanken met een zuidwest-noordoost oriëntatie. Haaks op deze zandbanken liggen zandgolven waarvan de hoogte varieert van 1,5-6,6 m.

Het windpark heeft als gevolg van de naar verhouding geringe diameter van de fundering en de erosiebescherming, en de grote onderlinge afstand van de windturbines, alleen in de directe omgeving van de fundering/erosiebescherming invloed op bodemvormen. Dit wordt veroorzaakt door de verandering van de waterbeweging in de nabijheid van de fundering (zie criterium waterbeweging). Door toepassing van erosiebescherming zullen geen ontgrondingskuilen ontstaan.

Het windpark heeft geen wezenlijke invloed op de migratie van bodemvormen, maar met name zandgolfmigratie heeft wel invloed op het windpark. Bij het ontwerp en dimensioneren van de fundering zal rekening moeten worden gehouden met de aanwezigheid van zandgolven. Door Deltares (Riezebos et al. 2014) is onderzocht welke variaties in bodemhoogte kunnen optreden als gevolg van de migratie van zandgolven. Voor kavel II is een maximale bodemvariatie berekend van circa 5-6 m. In tegenstelling tot de fundering kan de aan te brengen erosiebescherming worden ontgraven, indien geplaatst op een locatie waar door migratie van zandgolven sterke erosie en derhalve verlaging van het zeebodemoppervlak optreedt. Ook hier kan bij het definitieve ontwerp rekening mee worden gehouden, bijvoorbeeld door funderingspalen bij voorkeur in of nabij zandgolfventroggen te plaatsen en niet op of nabij zandgolftoppen.

Om bovenstaande redenen zijn de effecten neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De effecten van de alternatieven zijn niet onderscheidend.

Bodemsamenstelling

De samenstelling van de bodem binnen kavel II is vrij uniform. De bodem bestaat uit erodeerbaar sediment, voornamelijk middelgrof zand (gemiddelde korrelgrootte (D50) van 250-500 µm). Rondom de funderingspalen wordt erosiebescherming aangebracht. Hierdoor zal geen effect op de bodemsamenstelling optreden. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Troebelheid en waterkwaliteit

Tijdens de exploitatie van het windpark wordt geen verhoging van de troebelheid verwacht, aangezien er geen werkzaamheden plaatsvinden die daar aanleiding toe geven. Ook zullen er, doordat erosiebescherming wordt toegepast, geen erosiekuilen ontstaan rondom de funderingen. Een verhoging van de troebelheid wordt hiermee voorkomen.

In windturbines worden voorzieningen getroffen (o.a. vloeistofdichte voorzieningen en lekbakken) om te voorkomen dat milieuverontreinigende stoffen in het watermilieu terecht kunnen komen. Een eventuele verontreiniging van het water wordt daarom niet verwacht. De fundering zal worden voorzien van een kathodische bescherming om corrosie tegen te gaan. Dit wordt voornamelijk toegepast bij stalen constructies die onder water staan. Hierbij worden anodes van zink of aluminium aangebracht. De hoeveelheid aluminium of zink die op deze manier in het water terecht komt, kan als volgt worden berekend. In 20 jaar tijd wordt per fundering van een 3 MW turbine circa 1.500 kg Al of zink afgescheiden. In deze periode zal ongeveer 3,94 x 10^{13} m^3 water de funderingen passeren (uitgaande van een gemiddelde waterdiepte van 25 m, een parkdoorsnede van 5 km en een stromingssnelheid van 0,5 m/s). Dit resulteert in een verhoging van de aluminium/zink concentratie in het water van 0,004 µg/l. Door de getijde zal een deel van het water verschillende keren door het windpark stromen, wat kan leiden tot een hogere concentratie. Daarnaast vindt echter verdunning plaats door vermenging met omringende waterstromen. De verhoging van de concentratie aluminium/zink in het water is verwaarloosbaar ten opzichte van de normale achtergrondconcentratie van aluminium (0,5 µg/l) of zink (0,1-2,6 µg/l). Het effect van de corrosiebescherming op de waterkwaliteit is daarmee verwaarloosbaar. Bij een gravity based fundering wordt geen corrosiebescherming toegepast, waardoor geen emissie van aluminium plaatsvindt. De effecten van de alternatieven zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Sedimenttransport
Het sedimenttransport ondervindt, net als de waterbeweging, door de grote onderlinge afstand tussen de windturbines geen hinder van het windpark. Omdat erosiebescherming wordt toegepast, zullen er geen erosiekuilen ontstaan rond de funderingen. Het windpark heeft hierdoor geen invloed op het sedimenttransport. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Kustveiligheid
De gevolgen van het windpark voor de kustveiligheid moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. De invloed van deze veranderingen op de kustveiligheid is afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van het windpark op de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en verwaarloosbaar. Dit in combinatie met de grote afstand tot de kust (circa 24 km), betekent dat het windpark geen effect zal hebben op de kust, de kustveiligheid en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

9.4.2 Effecten tijdens aanleg en verwijdering
Golven en waterbeweging
Bij de aanleg en verwijdering van het windpark zal door de aanwezigheid van werkschepen het golfbeeld lokaal in zeer geringe mate veranderen. Een dergelijke verandering kan worden vergeleken met de verandering die optreedt als gevolg van reguliere scheepvaart. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Waterdiepte en bodemvormen
Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen van de funderingen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem tijdelijk worden verstoord. De verstoring hangt vooral samen met het egaliseren van de bodem ten behoeve van het aanbrengen van de erosiebescherming en het ingraven van de kabel. De effecten die optreden zijn lokaal en van korte duur. De effecten van een gravity based fundering zijn door de omvang van de fundering en erosiebescherming (Ø 120 m) groter dan bij de andere funderingstypen (zie tabel 9.1). Nadat de erosiebescherming is aangebracht zal een nieuw evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de effecten. Bij de verwijdering van het windpark treden dezelfde soort effecten op, maar in geringere mate. Het ingraven van de parkbekabeling leidt tot verstoring van het bodemoppervlak. Het verstoorde oppervlak is afhankelijk van de totale lengte van de parkbekabeling en de breedte van de strook die wordt verstoord door het ingraven van de kabel. Afhankelijk van de ingraafdiepte en de gebruikte ingraaftechniek (ploegen, trenchen of een combinatie) zal de verstoorde breedte maximaal 10 m zijn. Bij de verwijdering van de parkbekabeling treden minder effecten omdat de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem kunnen worden getrokken.

Bij toepassing van een spanning van 33 kV, waar 3 à 10 turbines op een streng kunnen worden aangesloten, bedraagt de totale lengte aan parkbekabeling 100 à 110 km. Bij 66 kV kunnen meer turbines op een streng worden aangesloten (6 à 20 turbines), waardoor de totale lengte aan parkbekabeling kleiner is (circa 70 à 80 km). Het verstoorde oppervlak ligt daarmee tussen de 110 (33 kV) en 80 ha (66 kV).

Om bovenstaande redenen zijn de effecten neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De effecten van de alternatieven zijn niet onderscheidend.

Bodemsamenstelling
Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen van de funderingen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem worden omgewoeld. Dit heeft resuspensie (opwoeling) van sediment tot gevolg. Dit sediment zal voor een deel met de stroming worden meegevoerd en elders weer sedimenteren. Het effect is gering in relatie tot de natuurlijke dynamiek van de bodem. Nadat de werkzaamheden zijn afgerond zal een nieuw

evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de effecten. Bij de verwijdering van het windpark treden dezelfde geringe effecten op.

Door de aanleg van erosiebescherming wordt nieuw substraat in de vorm van stortsteen geïntroduceerd (zie tabel 9.1). De erosiebescherming wordt uitsluitend zeer lokaal (rond de fundering) toegepast. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Troebelheid en waterkwaliteit

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen van de funderingen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling tijdelijk een verhoging van de troebelheid optreden. Gezien het lage slibgehalte van de bovenste 5 meter zeebodemsediment (<4%) zal veel van het opgewoelde sediment snel weer bezinken. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de effecten. Dergelijke effecten treden in geringere mate op bij de verwijdering van het windpark.

Bij het trenchen van de parkbekabeling zal tot op enkele tientallen meters afstand vertroebeling optreden. Uit modelberekeningen voor de BritNed kabel (Royal Haskoning, 2005) is gebleken dat de gemiddelde lokale toename aan zwevend stof bij trenchen beneden de 5 mg/l ligt met maxima van circa 20 mg/l. Deze verhoging van de troebelheid valt echter ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek van de Noordzee. De troebelheid van zeewater is in normale situaties ongeveer 10 mg/liter, maar kan tijdens storm oplopen tot 1.000 mg/liter. Het totale effect is klein omdat het effect zeer lokaal en gedurende een korte periode optreedt. Bij de verwijdering van de parkbekabeling kunnen de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem worden getrokken waardoor minder vertroebeling optreedt.

Bij een gravity based fundering wordt met een sleephopperzuiger een put gegraven van circa 50x50x4 m (lxbxd), waarin grind wordt gestort. Hierop zal de gravity based fundering worden geplaatst, waarna vervolgens de put rondom de fundering weer wordt vol gestort. Tijdens het graven en vullen van deze putten zal de troebelheid toenemen door de verhoogde slibconcentratie. Ook hier is sprake van een lokaal en tijdelijk effect. De effecten worden om bovenstaande redenen neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Bij de verwijdering van de gravity based fundering treden vergelijkbare effecten op, maar in geringere omvang. Bij de beoordeling is, gezien de geringe omvang en tijdelijk aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Sedimenttransport

Het sedimenttransport zal, door de verhoging van de troebelheid bij de aanleg en verwijdering van het windpark, een beperkte verhoging vertonen door het extra transport van opgewoeld sediment. Dit geldt met name voor het alternatief waarbij een gravity based fundering wordt toegepast (zie troebelheid en waterkwaliteit). Deze verhoging valt binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek. De effecten worden neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Bij de beoordeling wordt, gezien de geringe omvang en tijdelijk aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Kustveiligheid

De gevolgen van aanleg en verwijdering van het windpark voor de kustveiligheid moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. De invloed van deze veranderingen op de kustveiligheid is afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van de aanleg en verwijdering van het windpark ten aanzien van de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en verwaarloosbaar. Dit in combinatie met de grote afstand tot de kust (circa 24 km), betekent dat de aanleg en verwijdering van het windpark geen effect zal hebben op de kust, de kustveiligheid en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

9.4.3 Effecten tijdens onderhoud

Bij offshore windparken wordt er veelal naar gestreefd om één keer per jaar preventief onderhoud uit te voeren. Dit onderhoud wordt zoveel mogelijk gebundeld en zal bij voorkeur, vanwege de gunstige weersomstandigheden, in de zomermaanden plaatsvinden. Afhankelijk van het type werkzaamheden zal het onderhoud met één of meerdere onderhoudsschepen worden uitgevoerd. Te gebruiken en vrijkomende materialen (bijvoorbeeld olie en vetten) worden geconditioneerd aangevoerd, toegepast en afgevoerd. Hiermee wordt voorkomen dat deze stoffen in het milieu terechtkomen. Het onderhoud heeft geen effect op de beoordelingscriteria. De effecten zijn neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

9.5 Effectbeoordeling

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, exploitatie, verwijdering en onderhoud van het windpark zijn lokaal, beperkt van omvang en tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied. Door de relatief geringe afmetingen van de funderingen en de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving (variërend van enkele meters tot maximaal 100 meter) van de funderingen en is tijdelijk van aard. In de onderstaande tabel zijn de effecten van het windpark weergegeven.

Tabel 9.3 Samenvatting effectbeoordeling

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Tripod/tripile (10 MW)	GBF (3 MW)
- Effect op golven	- Kwalitatief en kwantitatief	0	0
- Effect op waterbeweging (waterstand/stroming)		0	0
- Effect op waterdiepte en bodemvormen		0	0
- Effect op bodemsamenstelling		0	0
- Effect op troebelheid en waterkwaliteit		0	0
- Effect op sedimenttransport		0	0
- Effect op kustveiligheid		0	0

9.6 Cumulatie

Uit de effectbeschrijving blijkt dat er geen wezenlijke effecten optreden. Alle effecten zijn zeer lokaal, tijdelijk en verwaarloosbaar. Bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel I, III en IV) zullen nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten optreden. Dat betekent dat er geen sprake is van cumulatie, ook niet met andere activiteiten en andere verder weg gelegen windparken.

9.7 Mitigerende maatregelen

Er treden bij geen van de beoordelingscriteria wezenlijke effecten op. Alle effecten zijn zeer lokaal, tijdelijk en verwaarloosbaar. De noodzaak van mitigerende maatregelen is dan ook niet aanwezig.

9.8 Effecten innovatie

Een mogelijk innovatie is het weglaten van de erosiebescherming rondom de fundering. Door het weglaten van de erosiebescherming zal rondom de fundering een ontgrondingskuil ontstaan. De maximale diameter van de ontgrondingskuil bedraagt circa twee maal de diameter van de paaldiameter. De diepte bedraagt maximaal circa 1,1 tot 1,2 maal de paaldiameter (Ru-

dolph et al. 2007). Bij de berekening van de afmetingen van de fundering dient hier rekening mee te worden gehouden. Naar verloop van tijd zal er een dynamisch evenwicht ontstaan tussen erosie en sedimentatie, waardoor de ontgrondingskuil min of meer stabiel zal worden. Door het weglaten van erosiebescherming zal het positieve ecologisch effect van hard substraat niet optreden.

9.9 Leemten in kennis

Voor het aspect bodem en morfologie zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

10 Landschap

10.1 Inleiding

Voor het aspect landschap is zichtbaarheid het belangrijkste aspect. Windturbines kunnen de ervaring van de ruimte aantasten, doordat ze mogelijk zichtbaar zijn. Het is daarom belangrijk om aan te geven hoe zichtbaar de windturbines zijn. Dat gebeurt in dit hoofdstuk.

10.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte

De aspecten van de bandbreedte die voor het aspect landschap of de zichtbaarheid relevant zijn en beschouwd worden, bestaan uit de tiphoogte van de te plaatsen turbines, het aantal turbines en de afstand tot de kust. De fundatiewijze (monopaal, tripod, etc.) en de dikte van de turbinepaal maakt voor de zichtbaarheid niet uit, aangezien de minimale afstand tot het strand dermate groot is, dat dit onderscheidt ondergeschikt is aan de hoogte van de turbine.

Om de bandbreedte te beschouwen hanteert dit hoofdstuk twee alternatieven: een minimum alternatief met 117 ‘kleine’ 3MW turbines en een maximum alternatief met 35 ‘grote’ 10 MW turbines (zie tabel 10.1).

Tabel 10.1 kenmerken van de te onderscheiden alternatieven voor landschap[32]

Kenmerken	Minimum alternatief	Maximum alternatief
Minimale afstand tot de kust	24 km	24 km
Aantal turbines	117	35
Maximale tiphoogte	125 meter	250 meter
Diameter monopaal	4 meter	10 meter
Gondel (hoogte)	4,2 meter	10 meter
Rotorbladen (max breedte)	3,9 meter	7,3 meter
Rotortip	0,5 meter	0,5 meter

De basis voor dit hoofdstuk is in bijlage 4 en 5 te vinden, waarin respectievelijk fotovisualisaties en een zichtbaarheidsanalyse zijn opgenomen.

10.3 Beoordelingskader

In de volgende tabel wordt voor landschap het beoordelingskader weergegeven. Op basis hiervan wordt het effect beschreven in dit hoofdstuk.

Tabel 10.2 Beoordelingskader landschap

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Landschap	- Zichtbaarheid in percentage van de tijd - Interpretatie zichtbaarheid aan de hand van fotovisualisaties	- Kwalitatief (op basis van fotovisualisaties) en kwantitatief (% zichtbaarheid in de tijd)

[32] Voor wat betreft details over afmetingen van turbines wordt verwezen naar de bijlage met de zichtbaarheidsanalyse (bijlage 5)

10.3.1 Zichtbaarheid van het windpark

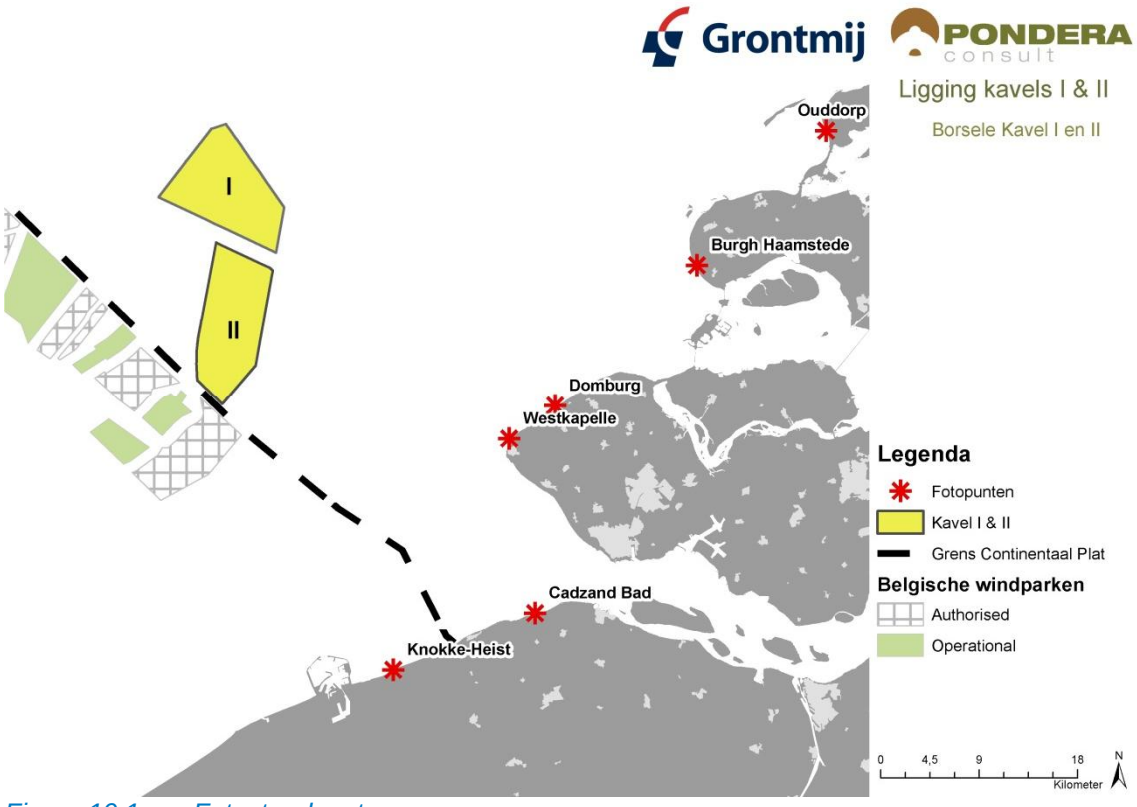
Zichtbaarheid is een ruim begrip en niet eenvoudig te bepalen. Het hangt van een aantal factoren af of iets zichtbaar is. De afstand waarop een object nog kan worden waargenomen wordt het zichtbereik genoemd. Dit bereik hangt van een viertal factoren af:

- de eigenschappen van het object (afmetingen, materiaal, kleur);
- de kromming van de aarde;
- de visus van het menselijk oog (gezichtsscherpte);
- de meteorologische omstandigheden ((water)deeltjes in de lucht die het zicht kunnen beperken).

Met name de vierde factor is bepalend voor de zichtbaarheid van een windpark in kavel II. In bijlage 5 is een zichtbaarheidsonderzoek opgenomen. In deze bijlage wordt nader ingegaan op de genoemde zichtbaarheidsaspecten.

10.3.2 Fotovisualisaties

Naast het zichtbaarheidsonderzoek kan door middel van fotovisualisaties een beeld verkregen worden van de zichtbaarheid van het windpark in kavel II. Voor de opnamen zijn standpunten gekozen van waaruit er mogelijk zicht is op het toekomstige windpark. Opnamen zijn gemaakt vanuit een aantal zichtpunten (zie figuur 10.1). In de digitale opnamen zijn met fotobewerkingssoftware en 3D-renderingsoftware de windturbines gemonteerd, zodat een realistisch beeld ontstaat van de situatie wanneer het windpark gerealiseerd is. In bijlage 4 zijn de fotovisualisaties te vinden.



Figuur 10.1 Fotostandpunten

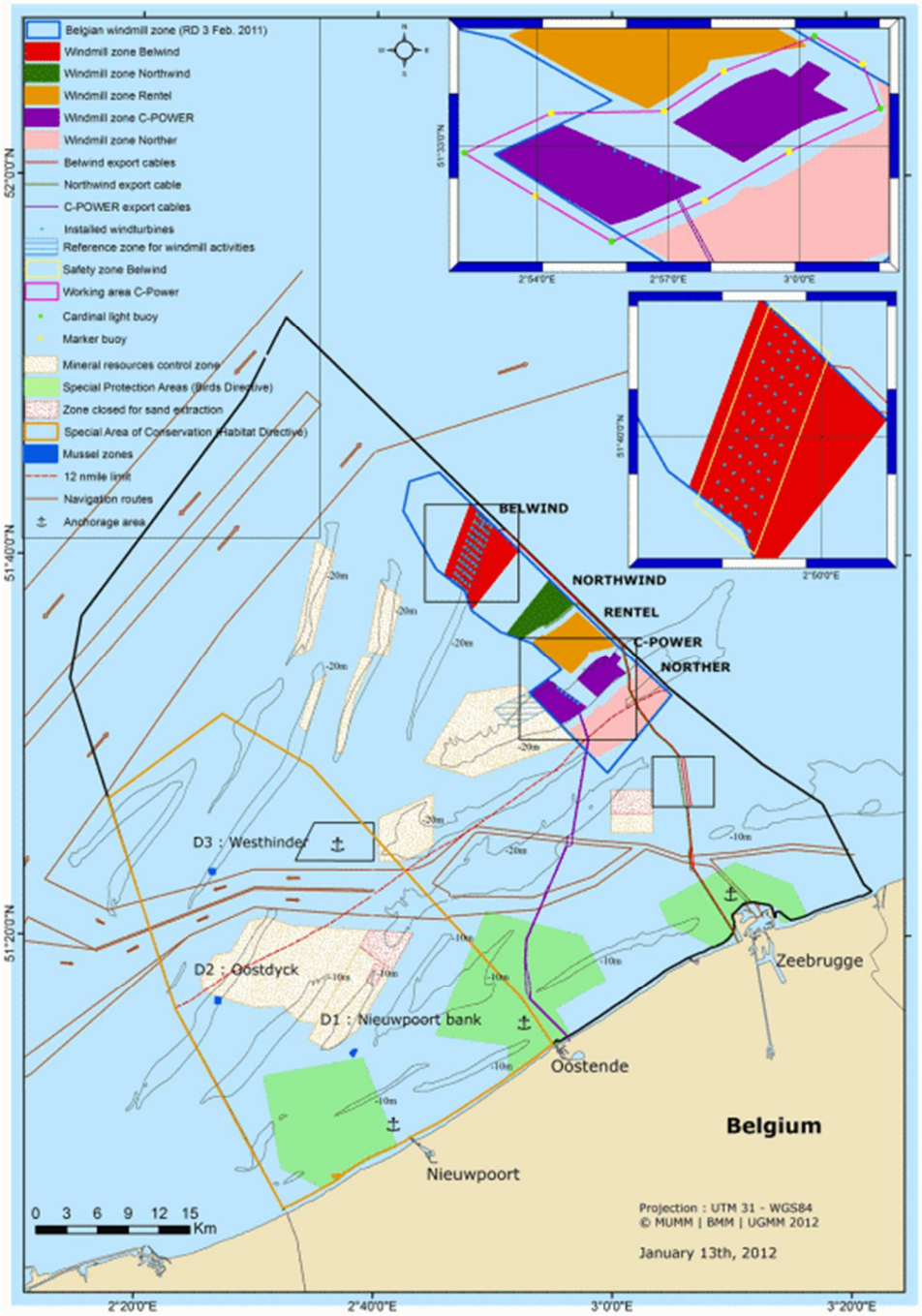
10.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

In de huidige situatie is het van belang te weten dat er reeds een aantal windparken net over de grens in het Belgische deel van de Noordzee zijn gebouwd, te weten Belwind, C-Power en Northwind (zie figuur 10.1). Deze windparken liggen op respectievelijk 42, 29 en 35 kilometer vanaf de kust van Walcheren. Bij goed weer zijn de windparken C-power en mogelijk ook Northwind waar te nemen vanaf de Nederlandse kust.

In de nabijheid van deze Belgische windparken zijn nog een aantal windparken vergund (maar nog niet gebouwd anno 2014, zie figuur 10.2). Dit zijn:

- Norther;
- Rentel;
- Seastar (niet in figuur 10.2 opgenomen, maar gelegen tussen Belwind en Northwind in).

De parken Mermaid en Northwester 2 hebben reeds een concessie (ten noordwesten van Belwind), maar de procedure van de milieuvergunning is lopende.



Figuur 10.2 Belgische windparken in verschillende ontwikkelstadia (http://www.imcbrokers.com/blog/overview/detail/offshore-wind-farms-in-belgium)

Naast de ontwikkeling van de genoemde Belgische windparken is de ontwikkeling van het windgebied Borssele relevant. In totaal worden er vier kavels in Borssele uitgegeven voor de ontwikkeling van windturbines. Realisatie van deze windparken wordt voorzien uiterlijk in 2020.

10.5 Effectbeschrijving

10.5.1 Horizontale beeldhoek

De horizontale beeldhoek is het aantal graden in horizontale zin dat het windpark beslaat in het beeld van 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 strandbezoeker, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De breedte die het windpark in het beeld van de strandbezoeker inneemt, is mede bepalend voor de dominantie van het windpark in dat beeld. Dit is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer relevant[33]. 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.

Vanaf de Nederlandse kust is het op de meeste plaatsen niet mogelijk een vol zicht van 180° op de horizon te hebben. De gebogen kustlijn van Nederland belemmert dit (Nierman et al, 2010). Dit geldt echter niet op alle Zeeuwse eilanden. Daarom wordt in dit geval voor het zichtbeeld van de strandbezoeker de volledige 180° gehanteerd. Onderzocht wordt in hoeveel graden van dit beeld het windpark zichtbaar is, vervolgens wordt een percentage van het totale beeld gegeven.

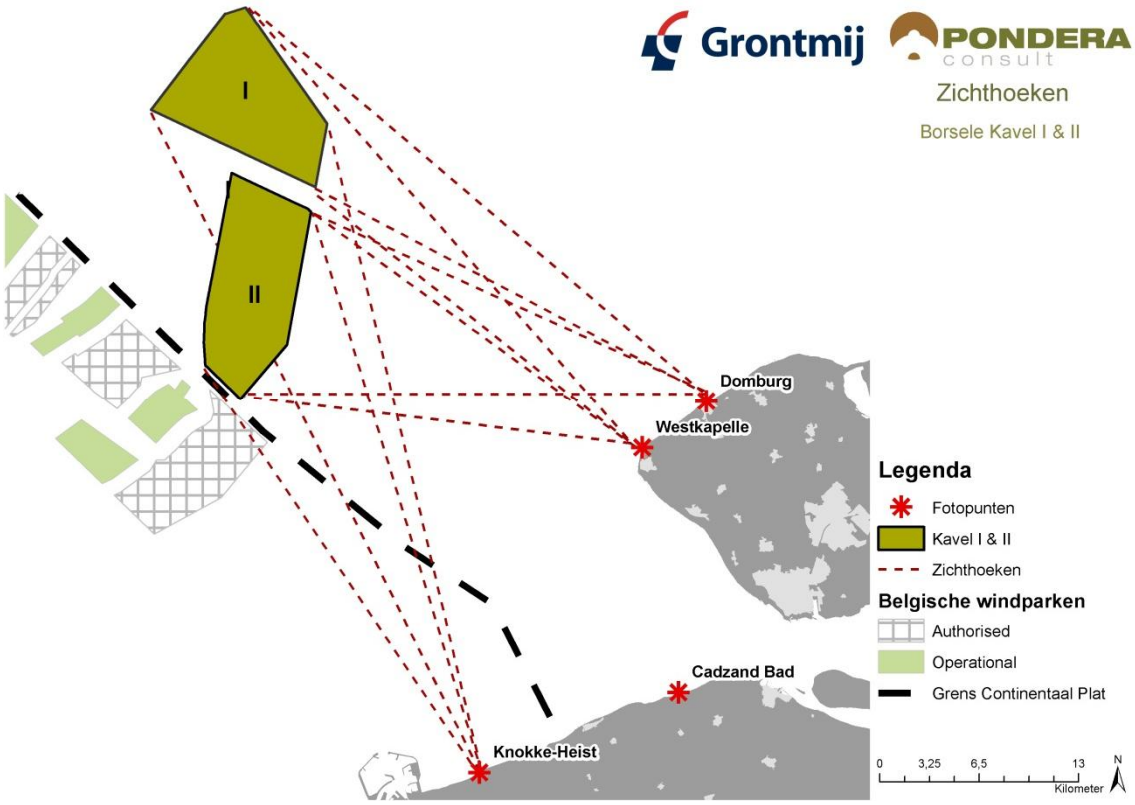
De horizontale beeldhoek heeft alleen invloed op het beeld van de kustbezoeker wanneer objecten tot op 30 kilometer gelegen zijn. Om deze reden zijn alleen voor Westkapelle, Domburg en Knokke-Heist de horizontale beeldhoeken bepaald. Deze zijn weergegeven in tabel 10.3 voor kavel II. In deze berekening zijn de bestaande windparken C-Power, Belwind en Northwind niet meegenomen, noch de toekomstige windparken in België, die mogelijk een deel van het zicht vanaf de Belgische kust afschermen. Hierna wordt de maximale horizontale beeldhoek van het windpark in kavel II weergegeven.

Tabel 10.3 Horizontale beeldhoek kavel II

Locatie	Zichtafstand	Beeldhoek windpark	% van beeld
Westkapelle	24 km	26,7 º	14,9%
Domburg	27 km	25,4 º	14,1%
Knokke-Heist	29 km	17,2 º	9,6%

De horizontale beeldhoeken zoals aangegeven in tabel 10.3 gelden voor geheel het windkavel (geen onderscheid in de alternatieve windturbineopstellingen). Deze beeldhoeken van kavel I en II worden weergegeven in figuur 10.3.

[33] Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee



Figuur 10.3 Horizontale beeldhoeken vanaf het strand voor zowel kavel I als II

10.5.2 Zichtbaarheid

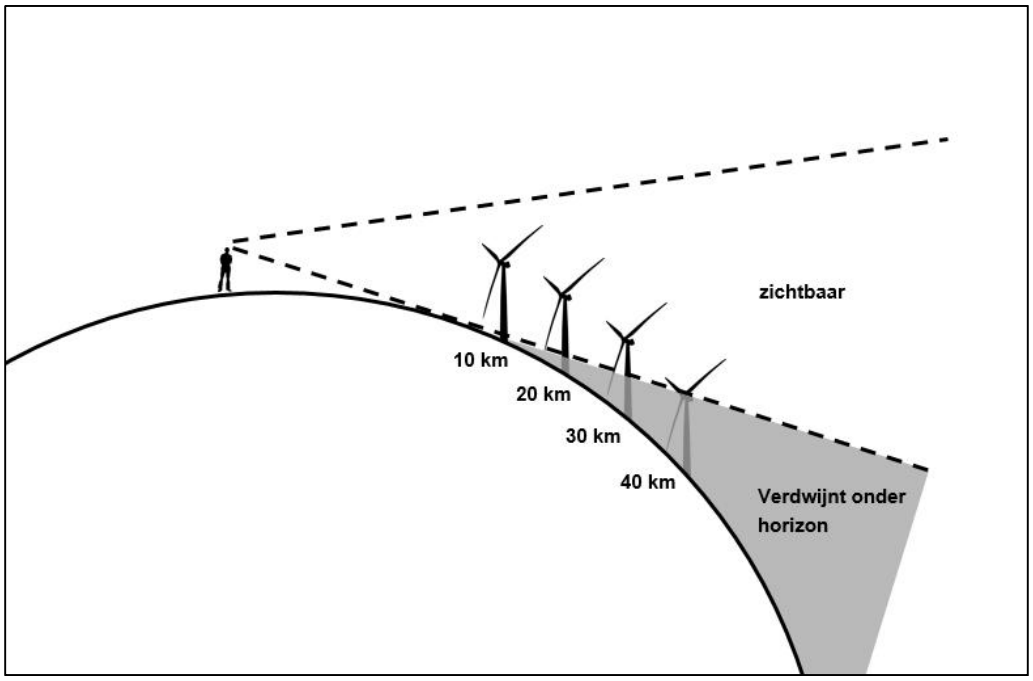
De afstand waarop een object nog kan worden waargenomen wordt het zichtbereik genoemd. Dit bereik hangt van een viertal factoren af: de eigenschappen van het object, de kromming van de aarde, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden. De zichtbaarheid van het windpark vanaf de kust is voornamelijk beperkt door de meteorologische omstandigheden. Voor een uitgebreidere effectbeschrijving wordt verwezen naar bijlage X.

Eigenschappen van het object

Wat betreft de eigenschappen van een windturbine kan gesteld worden dat de hoogte van de turbine en de afmetingen van de turbine-onderdelen bepalend zijn voor de zichtbaarheid van de turbine. De kleur is minder bepalend omdat de turbines voorzien worden van een matte coating in de kleur wit en lichtgrijs. Hierdoor zullen de turbines veelal wegvallen tegen de achtergrond.

Kromming van de aarde

Door de kromming van de aarde zijn turbines met een tiphoogte van 250 meter (overeenkomstig de turbines met een maximale tiphoogte) na 61 kilometer volledig uit het zicht ontnomen. De turbines vallen dan geheel achter de horizon (zie figuur 10.4 met een schematische weergave van de kromming van de aarde). Dit wordt ook wel kimduiking genoemd. Bij turbines met een tiphoogte van 125 meter is de afstand 44 kilometer, waarna de turbines volledig uit het zicht verdwijnen. Uitgangspunt hierbij is de ooghoogte van de waarnemer vanaf het strand. Wanneer de waarnemer zich hoger bevindt, bijvoorbeeld op de top van een duin, dan zijn de genoemde afstanden wanneer turbines achter de horizon verdwijnen enkele kilometers groter.



Figuur 10.4 Schematische voorstelling kimduiking en windturbines

Visus van het menselijk oog

De visus van het menselijk oog is theoretisch in staat een turbine met een mast van maximaal 10 meter breed nog waar te nemen op een afstand van 100 kilometer (maar dan is de kimduiking beperkend, namelijk 61 kilometer). Wanneer gekeken wordt naar de hoogte en de afmetingen van de turbines en dit wordt afgezet tegen de kimduiking en de prestaties van de visus van het menselijk oog, kan de theoretische zichtbaarheid van deze turbines worden bepaald. Deze worden per alternatief weergegeven in tabel 10.4 en tabel 10.5. Voor de afmetingen zijn schattingen en extrapolaties gemaakt, op basis van gegevens van bestaande turbines.

Tabel 10.4 Theoretische zichtbaarheid turbine minimum alternatief (117 x 3 MW)

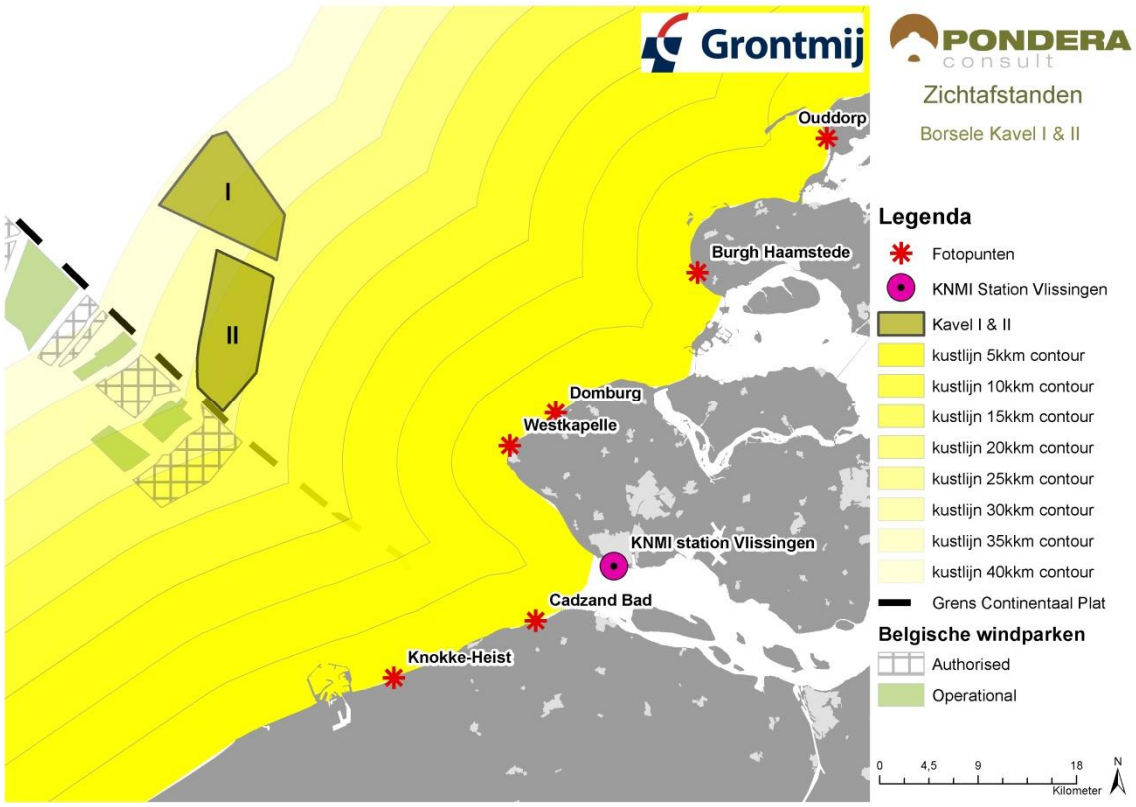
Turbine-onderdeel	Afmeting onderdeel (m)	Theoretische zichtbaarheid tot (km)
Mast (gemiddelde Ø)	4,0	40
Gondel (hoogte)	4,2	42
Rotorbladen (max breedte)	3,9	39
Rotortip	0,5	5

Tabel 10.5 Theoretische zichtbaarheid turbine maximum alternatief (35 x 10MW)

Turbine-onderdeel	Afmeting onderdeel (m)	Theoretische zichtbaarheid tot (km)
Mast (gemiddelde 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.

Bovenstaande factoren bepalen dus een maximale theoretische zichtafstand, maar in de praktijk zijn de meteorologische omstandigheden maatgevend voor de zichtbaarheid voor een windpark in kavel II. Voor de afstanden tussen de kust tot de kavel wordt verwezen naar figuur 10.5.



Figuur 10.5 Afstand kavel t.o.v. kustlijn

Meteorologische omstandigheden

Het zicht wordt vaak beperkt door (water)deeltjes in de lucht, die de doorlaatbaarheid van de lucht verminderen en daarmee het zicht verkleinen. Het KNMI berekent uit dagelijkse metingen voor 26 weerstations in Nederland de maximale zichtafstand. Voor dit project is gekozen voor data die beschikbaar zijn voor weerstation 310 Vlissingen, aangezien dit het dichtstbijzijnde weerstation betreft. De data die zijn gebruikt zijn voor de zomerperiode (1 mei- 30 september) en voor de dagperiode (7.00 – 21.00 uur) als er voornamelijk mensen op het strand aanwezig zijn. In tabel 10.6 zijn de langjarige gemiddelde zichtafstanden, gemeten over 1955 - 2014, van een windpark in kavel II weergegeven voor de zomerperiode (mei-september).

Tabel 10.6 Langjarige gemiddelde zichtafstand van een windpark in kavel II in de zomerperiode (1 mei - 30 september)

Zichtbaarheid	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend in aantal dagen	Percentage van de tijd (dagperiode)
> 5 km	89,6 %	137	91,8 %
> 10 km	72,0 %	110	75,6 %
> 20 km	38,0 %	58	42,1 %
> 30 km	10,4 %	16	12,8 %

De percentages voor de zomerperiode en dagperiode verschillen, aangezien door de filtering de periode tussen 21:00 - 07:00 uur uit de dataset zijn verwijderd. De gemiddelde maximale zichtafstand ligt gedurende de dagperiode een paar procent hoger dan wanneer het gehele etmaal wordt meegenomen.

Op basis van tabel 10.6 kan berekend worden dat 27,2% van de tijd de meteorologische omstandigheden in de zomerperiode overdag zo zijn dat (een deel van) het windpark zichtbaar is gedurende een deel van de dag. Dit percentage is van toepassing op een persoon die zich op het dichtstbijzijnde strand bevindt ten opzichte van het windpark (Westkapelle). Op grotere afstand van het windpark nemen de zichtbaarheidspercentages sterk af. Zo is de meteorologische zichtbaarheid van het windpark vanuit Cadzand Bad (op circa 34 km afstand), nog maar

3,4% van de tijd. In tabel 10.7 wordt het percentage van de tijd dat het windpark zichtbaar is vanaf verschillende kustplaatsen weergegeven.

Tabel 10.7 Overzicht zichtbaarheid van het windpark

Locatie	Zichtafstand	Percentage van de tijd (zomer-periode)	Omgerekend in aantal dagen	Percentage van de tijd (dagperiode)
Westkapelle	24 km	22,4%	34	27,2 % (circa 4 uur)
Domburg	27 km	11,5%	18	14,3 % (circa 2:10 uur)
Knokke Heist	29 km	10,6%	16	13,2 % (circa 1:55 uur)
Cadzand Bad	34 km	3,4%	5	4,7 % (circa 42 min)
Burgh Haamstede	39 km	2,0%	3	2,6 % (circa 24 min)
Ouddorp	52 km	0,3%	0	0,3 % (circa 2:40 min)

Naar aanleiding van voorgaande deelanalyses, wordt vervolgens gekeken naar het verschil tussen de onderzochte alternatieven (klein en groot) in turbineafmetingen. Bepaald wordt of deze van elkaar onderscheidend zijn.

Vergelijking alternatieven
In tabel 10.8 worden de verschillen in theoretische zichtbaarheid tussen de alternatieven weergegeven.

Tabel 10.8: Alternatieven in relatie tot kimduiking en de visus.

	Tiphoogte turbine (m)	Verdwijnafstand kimduiking (km)	Max. afmeting onderdelen (m)	Verdwijnafstand door prestatie menselijke visus (km)	Max zichtafstand (kimduiking + visus) (km).
Alternatief 1	125	44	4,2	42	42
Alternatief 2	250	61	10,0	100	61

Belangrijkste verschil in zichtbaarheid tussen de alternatieven wordt veroorzaakt door de fysieke afmetingen van de turbines. Dit gaat echter met name een rol spelen op grotere afstanden (> 42 km). De onderzochte ondergrens (kleinste turbines) zijn dan niet meer zichtbaar, terwijl de grote turbines wel zichtbaar zullen zijn.

Het verschil in turbine-afmetingen speelt bij het aspect ‘meteorologische omstandigheden’ geen rol, slechts de afstand tot de kust is leidend. Daarmee zijn alternatieven (kleine en grote turbines) niet onderscheidend. Vanaf het dichtstbijzijnde punt langs de kust (Westkapelle) is kavel II maximaal 27,2% van de tijd tijdens de zomerperiode overdag zichtbaar. In Ouddorp, dat verder van het kavel is gelegen, is dat nog maar 0,3% van de tijd tijdens de zomerperiode overdag.

De zichtbaarheid is hierboven aangegeven op een kwantitatieve manier. Ook kan de zichtbaarheid worden aangegeven op een kwalitatieve manier. Dit gebeurt in de volgende paragraaf.

10.5.3 Fotovisualisaties

In bijlage 4 is een aantal fotovisualisaties opgenomen, waarbij zowel het minimumalternatief als het maximumalternatief zijn weergegeven. De foto’s zijn gemaakt op een representatieve dag in 2014, toen de zichtbaarheid redelijk goed was. In de volgende fotofragmenten zijn de verschillen tussen de beide alternatieven weergegeven. Voor grotere afbeeldingen wordt verwezen naar bijlage 4. Wat opvalt is dat een windpark in kavel II nauwelijks zichtbaar is en niet opvalt. Daarbij is het moeilijk om een onderscheid te maken tussen de alternatieve opstellingen, omdat de turbines in beide gevallen heel erg klein aan de horizon verschijnen. Gesteld kan worden dat het maximale alternatief (35 x 10MW, met tiphoogte tot 250 meter) iets beter zichtbaar is. Beide

alternatieven domineren echter door de geringe hoogte boven de horizon gezien vanaf het vaste land, nooit het beeld.



Figuur 10.6 Fotovisualisatie vanuit Westkapelle (op 24 km afstand van het windpark) met daarin het minimum alternatief gevisualiseerd. Op andere plaatsen zijn de turbines niet of minder zichtbaar, vanwege de grotere afstand tussen de kust en het windpark



Figuur 10.7 Fotovisualisatie vanuit Westkapelle (op 24 km afstand van het windpark) met daarin het maximum alternatief gevisualiseerd. Op andere plaatsen zijn de turbines niet of minder zichtbaar, vanwege de grotere afstand tussen de kust en het windpark



Figuur 10.8 Fotovisualisatie vanuit Domburg (op 27 km afstand van het windpark) met daarin het minimum alternatief gevisualiseerd (links in de foto).



Figuur 10.9 Fotovisualisatie vanuit Domburg (op 27 km afstand van het windpark) met daarin het maximum alternatief gevisualiseerd (links in de foto).

10.6 Conclusie

De zichtbaarheid van een windpark in kavel II is kwantitatief weergegeven door het percentage van de tijd dat de meteorologische omstandigheden zodanig zijn, dat het windpark is te zien. Dat is 27,2% van de tijd gedurende de zomermaanden (1 mei- 30 september) in de dagperiode, vanaf het dichtstbijzijnde punt op land (Westkapelle). Buiten deze periode is het zichtbaarheidspercentage lager. Ook is dit percentage lager op andere zichtlocaties, die verder van het kavel zijn gelegen. Verder geven fotovisualisaties aan dat het windpark, als de meteorologische omstandigheden goed zijn, zichtbaar is. Onderscheid tussen de alternatieven is gering. De grote turbines zijn op een afstand van 42 kilometer of meer nog wel (theoretisch) zichtbaar, de kleine turbines niet meer (vanwege kimduiking). Dit verschil in effect wordt echter zo klein ingeschat vanwege het feit dat de meteorologische omstandigheden veelal de zichtbaarheid op een dergelijke grote afstand beperken, dat dit niet in de score tot uitdrukking komt. De alternatieven scoren op zichtbaarheid dan ook beide licht negatief (0/-).

Tabel106.9 Beoordeling landschap

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Minimum alternatief	Maximum alternatief
- Zichtbaarheid in percentage van de tijd - Interpretatie zichtbaarheid aan de hand van fotovisualisaties	- Kwalitatief (op basis van fotovisualisaties) en kwantitatief (% zichtbaarheid in de tijd)	0/-	0/-

10.7 Cumulatie

Zoals eerder aangegeven in dit hoofdstuk ligt een aantal Belgische parken (gerealiseerd of nog te realiseren) dichtbij het kavel. Naast kavel II is het doel om ook in andere kavels van Borssele windturbines te realiseren. De inbeslagname van de horizontale beeldhoek door windturbines zal dan ook toenemen bij de ontwikkeling van deze windturbines ten opzichte van de huidige situatie. De afstand tot de kust van deze windturbines is over het algemeen dermate groot, dat de meteorologische omstandigheden de zichtbaarheid van de windturbines drastisch beperken. De kortste afstand tussen de offshore windturbines en het strand bedraagt 24 kilometer. Op deze afstand is een windpark in de zomerperiode gemiddeld overdag 27,2% van de tijd zichtbaar. De meeste windparken liggen verder van het strand af en zijn daardoor gemiddeld een minder percentage van de tijd zichtbaar. Naast windparken zijn ook tal van schepen zichtbaar aan de horizon.

10.8 Mitigerende maatregelen

Omdat het effect op zichtbaarheid beperkt is, worden geen mitigerende maatregelen genomen. Een lijnopstelling, haaks op de kust gesitueerd, leidt tot een afname van de zichtbaarheid vanaf één exacte locatie aan de kust, maar niet tot een afname voor andere locaties. Een dergelijke lijnopstelling leidt dan ook niet tot een werkelijke vermindering van de zichtbaarheid van het offshore windpark.

11 Overige gebruiksfuncties

11.1 Inleiding

Doordat bij de locatiekeuze en de begrenzing van windenergiegebied Borssele reeds rekening is gehouden met ander gebruik in de omgeving, is de beïnvloeding van ander gebruik door het windpark beperkt. Dit neemt niet weg dat het windpark invloed kan hebben op andere gebruiksfuncties in het gebied. In dit hoofdstuk is dat nader onderzocht, hierbij is ingegaan op de volgende functies:

- visserij;
- olie- en gaswinning;
- luchtvaart;
- zand-, grind- en schelpenwinning;
- baggerstort;
- scheeps- en luchtvaartradar;
- kabels en leidingen;
- telecommunicatie;
- munitiestortgebieden en militaire activiteiten;
- recreatie en toerisme;
- cultuurhistorie en archeologie;
- mosselzaadinvanginstallaties;
- windparken.

11.2 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven

Voor de effecten van het windpark op gebruiksfuncties is veelal niet de inrichting van het windpark bepalend voor de effecten, maar de buitencontour (ruimtebeslag) van het windpark. Dit is bijvoorbeeld het geval bij visserij en zandwinning; binnen het windpark zijn deze functies niet toegestaan. Waar de inrichting van het windpark wel een rol speelt (luchtvaart, cultuurhistorie & archeologie), spelen vaak bepaalde inrichtingsaspecten een rol, zoals het aantal turbines, de hoogte van windturbines en de oppervlakte aan erosiebescherming.

Om de bandbreedte van de mogelijke milieueffecten in beeld te brengen zijn twee alternatieven onderzocht die het meest uiteenlopen voor wat betreft het aantal turbines (117 of 35 st.), de tiphoogte (130 of 250 m) en de oppervlakte aan erosiebescherming (11.000-517.000 m^2, zie tabel 11.1).

Tabel 11.1 Totaal oppervlak fundering en erosiebescherming (hele windpark)

	Oppervlakte fundering	Oppervlakte erosiebescherming	Totaal oppervlak
Jacket 20x20 m (3 MW)	827 m^2	186.373 m^2	187.200 m^2
Jacket 30x30 m (10 MW)	4.503 m^2	416.696 m^2	421.200 m^2
Monopile 3 m (3 MW)	827 m^2	19.849 m^2	20.676 m^2
Monopile 10 m (10 MW)	2.749 m^2	65.973 m^2	68.722 m^2
Tripod 2 m (3 MW)	1.103 m^2	26.464 m^2	27.567 m^2
Tripod 4 m (10 MW)	1.319 m^2	9.677 m^2	10.996 m^2
Tripile 2 m (3 MW)	1.103 m^2	26.464 m^2	27.567 m^2
Tripile 4 m (10 MW)	1.319 m^2	9.677 m^2	10.996 m^2

	Oppervlakte fundering	Oppervlakte erosiebescherming	Totaal oppervlak
Suction bucket 15 m (3 MW)	20.676 m^2	0 m^2	20.676 m^2
Suction bucket 20 m (10 MW)	10.996 m^2	57.726 m^2	68.722 m^2
Gravity Based Fundatie 25 m (3 MW)	57.432 m^2	459.458 m^2	516.890 m^2
Gravity Based Fundatie 40 m (10 MW)	43.982 m^2	351.859 m^2	395.841 m^2

Te beschouwen alternatieven:
Alternatief 1: 117 3 MW windturbines (tiphoogte 130 m) op een gravity based fundatie met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.

Alternatief 2: 35 10 MW windturbines (tiphoogte 250 m) op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosiebescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.

Bij de 3 MW en 10 MW windturbine is uitgegaan van een gravity based fundatie en een tripile/tripod omdat deze fundaties het grootste respectievelijk kleinste oppervlak aan erosiebescherming hebben.

11.3 Beoordelingskader

Voor de voorspelling van de effecten van het windpark op het aspect overige gebruiksfuncties zijn de onderstaande beoordelingscriteria onderscheiden (zie tabel 11.2). Aan de hand van deze beoordelingscriteria zijn de effecten beschreven. De effecten zijn kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beschreven. De effecten van het windpark op de scheepvaart zijn beschreven in hoofdstuk 8 (scheepvaartveiligheid) en blijven daarom hier buiten beschouwing.

Tabel 11.2 Beoordelingscriteria overige gebruiksfuncties

Aspecten	Beoordelingscriterium
Visserij	Beperkingen visserij
Olie- en gaswinning	Beperkingen olie- en gaswinning
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart
	Interferentie militaire luchtvaart
	Interferentie Kustwacht
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning
Baggerstort	Beperkingen baggerstortgebieden
Scheeps- en luchtvaartradar	Schaduwwerking
	Multipath / Bouncing
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen
Telecommunicatie	Verstoring kabelverbindingen
	Verstoring straalpaden
Munitiestortgebieden en militaire gebieden	Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart
	Beperkingen kustrecreatie
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten
Mosselzaadinvanginstallaties	Beperkingen mosselzaadinvanginstallaties
Windparken	Beïnvloeding windparken

11.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

Visserij

Visserij vindt op de hele Noordzee plaats. De praktijk is dat in beginsel overal gevist wordt, behalve daar waar het verboden is in verband met de ruimtelijke scheiding met andere functies, bijvoorbeeld in de buurt van offshore platforms en windparken en in opgroeigebieden van jonge vis. Ook is de visserij in delen van Natura 2000-gebieden verboden voor (bodemberoerende) visserij (Vibeg akkoord). In de praktijk vindt visserij plaats op zogenaamde visbestekken, dat wil zeggen specifieke locaties waar bepaalde soorten vis vaak worden aangetroffen. Het toekomstbeeld voor de sector is een gezonde bedrijfstak die op een ecologisch verantwoorde en economisch efficiënte wijze, met maatschappelijk draagvlak gebruik maakt van de zee. Op het NCP worden verschillende vormen van visserij uitgeoefend. De zuidelijke Noordzee, waarin ook het windenergiegebied Borssele zich bevindt, vormt een belangrijk gebied voor de commerciële visserij en vormt samen met de centrale Noordzee het meest beviste gebied in de Noordzee. De Nederlandse visserijvloot is voornamelijk actief in het zuidelijke en oostelijke deel van de Noordzee. Er wordt gevist op bodemgebonden (demersale) en niet-bodemgebonden (pelagische) vis. Demersale vis betreft met name tong en schol, pelagische vis betreffen onder andere haring, makreel en horsmakreel. In de kustzone is de visserij voornamelijk gericht op garnalen en op bepaalde schelpdieren (o.a. Amerikaanse zwaardschede).

Bij vissersschepen wordt onderscheid gemaakt tussen schepen met een motorvermogen kleiner dan 300 pk en schepen met een motorvermogen groter dan 300 pk. Binnen de 12-mijlszone en in de Duitse Bocht is vissen alleen toegestaan voor schepen met een motorvermogen van minder dan 300 pk. Deze schepen vissen in de kustzone voornamelijk op tong, schol en garnalen. Schelpdiervissers zijn vooral actief in de Voordelta. Vissersschepen met een vermogen groter dan 300 pk mogen alleen buiten de 12-mijlszone vissen. Voor deze vissersschepen zijn vooral de boomkor en spanzegen van belang. De visserij-intensiteiten in de Noordzee verschillen per gebied en per seizoen. In tabel 11.3 is het aantal actieve vaartuigen in de kottervisserij weergegeven. Hiervoor zijn de gegevens uit 'Visserij in Cijfers' gehanteerd (via www.agrimate.nl).

Tabel 11.3 Aantal actieve vaartuigen in de kottervisserij naar leeftijd en motorvermogen (per 31 december)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Totaal kottervloot	374	367	342	346	345	308	294	297	284	276
Leeftijd										
- 0-10 jaar	78	70	67	66	62	58	58	52	34	27
- 11-20 jaar	140	136	113	101	84	75	64	63	65	65
- meer dan 20 jaar	156	161	162	179	199	175	172	182	185	184
Totaal	374	367	342	346	345	308	294	297	284	276
Motorvermogen										
- 1-150 pk	4	3	8	8	8	3	1	1	3	3
- 151-200 pk	16	18	17	17	19	12	12	12	11	8
- 201-260 pk	34	32	32	30	37	34	33	32	31	30
- 261-300 pk	173	168	163	166	159	155	150	152	145	144
- 301-600 pk	8	7	8	7	8	7	5	5	5	6
- 601-800 pk	2	2	3	4	2	4	1	3	7	6
- 801-1.100 pk	6	5	5	5	6	8	9	9	5	8
- 1.101-1.500 pk	5	6	4	5	5	5	4	4	2	3
- 1.501-2.000 pk	87	92	81	83	90	78	79	79	75	68
- 2.001 en meer	39	34	21	21	11	2	-	-	-	-
Totaal	374	367	342	346	345	308	294	297	284	276
Gemiddeld motorvermogen (pk)	981	986	981	891	848	779	781	779	765	762

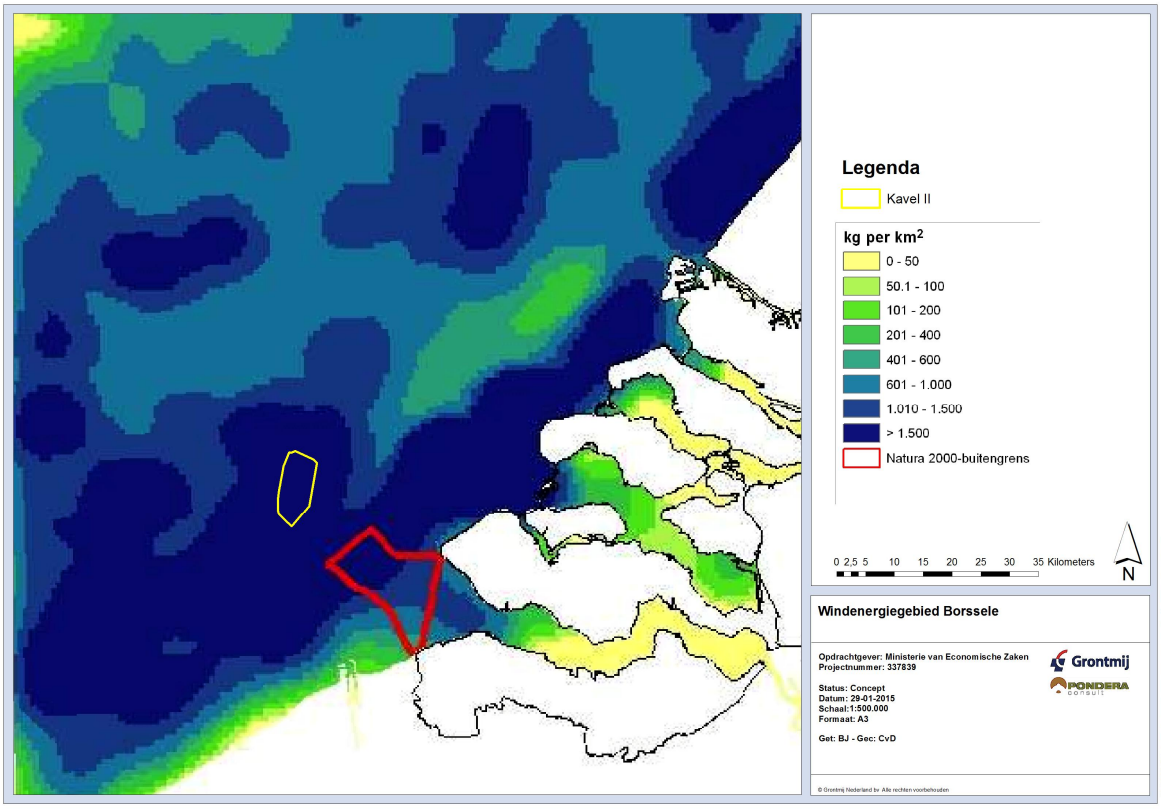
Er komen in de hele Noordzee meer dan 220 vissoorten voor, waarvan in het Nederlandse deel

circa 145 soorten, inclusief haaien en roggen. Zowel de aantallen als de soorten zijn niet gelijkmatig over de Noordzee verdeeld. De visserij op de Noordzee concentreert zich op ongeveer 25 soorten, waarvan platvissen (schol, tong, schar, tarbot en griet), kabeljauwachtigen (kabeljauw, koolvis, schelvis, wijting), haring, sprot, zandspiering en makreel de hoofdmoot uitmaken. In tabel 11.4 is de hoeveelheid gevangen vis per soort in de Noordzee weergegeven. Hiervoor zijn de gegevens uit 'Visserij in Cijfers' gehanteerd (via www.agrimate.nl).

Tabel 11.4 Aanvoer Nederlandse kotters per vissoort (x 1.000 ton)

Vissoort	Aanvoer Nederlandse kotters per vissoort (x 1.000 ton) naar levend gewicht									
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Tong	13	13	11	8	10	9	9	9	8	8
Schol	29	25	23	24	23	21	23	28	29	32
Schar	5	5	5	5	7	6	5	5	5	4
Tarbot/Griet	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3
Kabeljauw	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2
Wijting	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Langoestine	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Garnalen	15	14	16	16	16	15	18	17	16	14

De vangstopbrengst in 2008 in kavel II en omgeving is weergegeven in figuur 11.1. Hieruit blijkt dat kavel II (gele contour) in een gebied ligt met een relatief hoge vangstopbrengst. Bij een opbrengst van 1.500 kg/km^2 is de opbrengst voor heel windenergiegebied Borssele (344 km^2) circa 516.000 kg/jaar. Deze opbrengst ligt in dezelfde ordegrootte als recentelijk door Imares (Van der Reijden, 2015) is berekend voor de jaren 2011 t/m 2013.



Figuur 11.1 Opbrengst visserij per km^2 in de omgeving van windenergiegebied Borssele

Nieuwe (duurzame) vistechnieken

De visserijsector bevindt zich in Nederland in een transitieproces, waaronder het gebruik van meer duurzame vismethoden. Nieuwe vistechnieken in de boomkorvisserij zoals de pulsvisserij, de visserij met de sumwing en de hydrorigvisserij laten de bodem meer met rust en verminderen onbedoelde bijvangsten. Tevens leiden deze nieuwe vismethoden tot forse besparingen op het brandstofverbruik. Ook met de trawlvisserij (twinrig, quadrig en outrig) en de ankerzegenvisserij zijn voordelen te behalen ten opzichte van de reguliere kottervisserij die vooral gebruik maakt van de traditionele boomkor met wekkerkettingen.

Olie- en gaswinning

In het windenergiegebied Borssele en de directe omgeving bevinden zich geen olie- en gasplatforms. Ook zijn voor het gebied geen winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven.

Luchtvaart

Het luchtruim boven de Noordzee wordt gebruikt voor verschillende vormen van luchtverkeer. Het luchtverkeer boven de Noordzee bestaat overwegend uit burgerluchtvaart (naar/van de luchthavens van Schiphol en Rotterdam) en allerlei lokaal verkeer. Daarnaast zijn er lokaal vliegbewegingen van helikopters die heen en weer vliegen tussen de kust en mijnbouwinstallaties (olie- en gasplatforms). Het luchtruim ter plaatse van windenergiegebied Borssele wordt gebruikt door de burgerluchtvaart. Behoudens uitzonderingen gelden de minimum vlieghoogten die zijn opgenomen in het Besluit luchtverkeer 2014 en Verordening EU nr. 923/2012:

- voor vluchten die onder zichtvliegvoorschriften worden uitgevoerd: 500 voet (circa 150 meter) boven de hoogste hindernis in een straal van 150 m (500 ft) rond het luchtvaartuig;
- voor vluchten die onder instrumentvliegvoorschriften worden uitgevoerd: 1000 voet (circa 300 meter) boven de hoogste hindernis binnen 8 km van de geschatte positie van het luchtvaartuig.

In de omgeving van windenergiegebied Borssele bevinden zich geen olie- en gasplatforms waardoor geen vliegbewegingen van helikopters zijn te verwachten. Ook CNS apparatuur ontbreekt in het gebied. Ook liggen in het gebied geen laagvlieggebieden, deze gebieden liggen namelijk voor de kust van Noord-Holland en ten noorden van de Waddeneilanden

Zand-, grind- en schelpenwinning

Zandwinning is toegestaan zeewaarts van de doorgaande NAP -20 dieptelijn. Binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn mag, in verband met de kustveiligheid en de ecologische waarde van het gebied, niet worden gewonnen. Uitzonderingen zijn o.a. zandwinning uit vaargeulen en zandwinning ten behoeve van de kustverdediging. Direct ten oosten van windenergiegebied Borssele, binnen de 12-mijlsgrens, vindt zandwinning plaats. Buiten de 12-mijlszone krijgen windparken de prioriteit boven zandwinning (IDON, 2011).

Baggerstort

Bagger wordt op zee gestort in (verdiepte) loswallen. Dit zijn gegraven kuilen in de zeebodem waarin bagger wordt gestort. Langs de Nederlandse kust liggen vier loswallen: Loswal Noord, Loswal Noordwest, Verdiepte Loswal en Loswal IJmuiden. Geen van deze loswallen ligt in de nabijheid van windenergiegebied Borssele.

Scheeps- en luchtvaartradar

Langs de Nederlandse kust staan verschillende radarposten, onder andere voor de kust bij Rotterdam en bij IJmuiden. Deze radarposten worden gebruikt voor de scheepvaartverkeersbegeleiding voor respectievelijk de Rotterdamse en de Amsterdamse haven (Vessel Traffic Management System, kortweg VTS). Het bereik van deze radarposten is maximaal circa 50 km (circa 30 zeemijlen). De radarposten met hun bereik staan aangegeven op de 1800-serie (blad 1801) van de Hydrografische Kaart voor Kust- en Binnenwateren van de Koninklijke Marine (Koninklijke Marine, 2008).

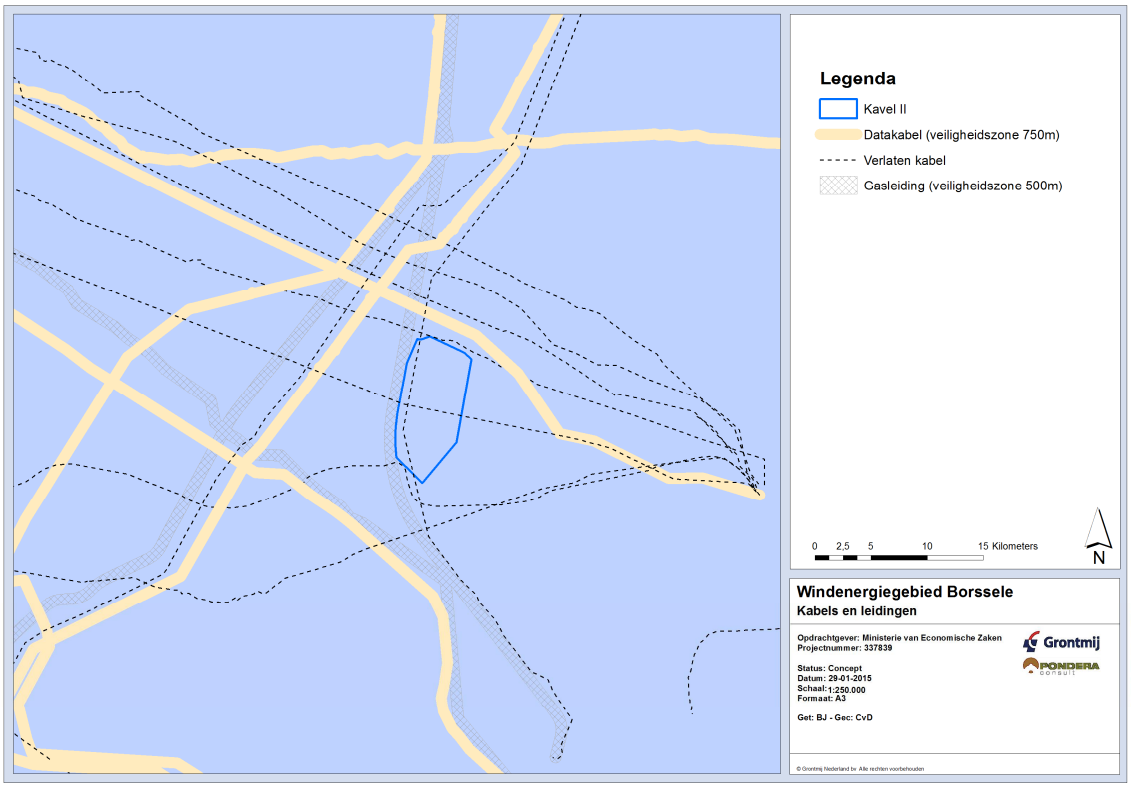
Om het scheepvaartverkeer in het Scheldegebied in beeld te brengen en effectief te begeleiden, hebben Nederland en België een gemeenschappelijke en grensoverschrijdende radarketen gebouwd, de zogenaamde Schelderadarketen (SRK). Met deze radarketen wordt het scheepvaartverkeer op de Noordzee vanaf de Belgisch-Franse grens tot en met de Steenbank

(zo'n 40 kilometer voor de kust van Domburg) in beeld gebracht. De SRK verleent VTS aan vaartuigen om een veilige en vlotte scheepvaart mogelijk te maken. De huidige SRK bestaat uit 6 bemande verkeerscentrales en 22 onbemande radarposten. De dichtstbijzijnde radarpost betreft de onbemande radarpost Westkapelle, deze ligt op 24,5 km afstand van windenergiegebied Borssele. Om beter zicht te krijgen op het scheepvaartverkeer bij het ankergebied De Steenbank wordt momenteel een onbemande radartoren gebouwd op Neeltje Jans. Deze radartoren wordt de hoogste radartoren (115 m) voor scheepvaart in Europa en zal een bereik hebben van circa 65 km.

De radar voor de luchtverkeersbegeleiding van Schiphol ligt op circa 170 km afstand van windenergiegebied Borssele.

Kabels en leidingen

In windenergiegebied Borssele liggen voor zover bekend tien kabels en twee leidingen. Van de tien kabels zijn er zeven buiten gebruik. De in gebruik zijnde kabels en leidingen betreffen drie datakabels en twee gasleidingen. De ligging van de kabels en leidingen is weergegeven in figuur 11.2.



Figuur 11.2 Liggen kabels en leidingen

De noord-zuid lopende gasleiding en de noordwest-zuidoost lopende datakabel vormen respectievelijk de west- en noordgrens van kavel II. Binnen kavel II liggen alleen twee buiten gebruikgestelde (verlaten) kabels (zie figuur 11.2). Om te voorkomen dat nieuw aan te leggen offshore windparken belemmeringen vormen voor onderhoud/reparaties aan bestaande kabels en leidingen, hanteert Rijkswaterstaat adviesafstanden voor de afstand tot kabels en leidingen.

Elektrakabels en buisleidingen bevatten veel metaal en zijn daardoor relatief gezien simpel op te sporen voor controle op ligging of reparaties. Door de grotere diameter en de aard van de elektrakabel en leiding komen breuken of lekkages weinig voor. Daarom wordt voor een elektrakabel en leiding een onderhoudszone gehanteerd van 500 meter ter weerszijden van de elektrakabel/leiding. Telecomkabels zijn veel kleiner en daarmee kwetsbaarder en moeilijker op te sporen. Repareren is vaak nodig (een paar keer per jaar) en de manier om de kabel op te

sporen plus de reparatie zelf vragen veel ruimte. Voor telecomkabels is daarom het uitgangspunt een grotere afstand aan te houden, namelijk 750 meter ter weerszijden van de telecomkabel. In overleg met de eigenaren van een kabel kan de onderhoudszone worden verkleind. Daarbij moet aandacht zijn voor toename van kosten voor onderhoudswerkzaamheden. Activiteiten binnen bovengenoemde onderhoudszones zijn alleen toegestaan als de eigenaar van de kabel/leiding ermee instemt.

Telecommunicatie

Het transport van spraak, data en radio- en tv-signalen loopt via verschillende kanalen, zoals telecomkabels, glasvezelkabels en zogenaamde straalpaden. Op de bodem van de Noordzee liggen diverse telecomkabels. Een aantal hiervan kruist windenergiegebied Borssele (zie figuur 11.2). Op de Noordzee liggen ook diverse straalpaden. Door middel van deze straalpaden vindt communicatie plaats tussen platforms onderling en tussen platforms en de kust. De routes van deze straalpaden worden dusdanig gekozen dat er zo min mogelijk installaties in of nabij een straalpad staan omdat die de signaaloverdracht kunnen verstoren of verzwakken.

Munitiestortgebieden en militaire activiteiten

Windenergiegebied Borssele ligt niet in de nabijheid van gebieden die zijn gereserveerd voor militaire activiteiten of zijn aangewezen als munitiestortgebied.

REASeuro (2014) heeft voor windenergiegebied Borssele een bureauonderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van Niet Gesprongen Explosieven (NGE). Het bureauonderzoek bestaat uit een historisch vooronderzoek en een risicoanalyse. Hieronder zijn de belangrijkste bevindingen van het historisch vooronderzoek weergegeven.

- Tijdens de Eerste en Tweede Wereldoorlog waren windenergiegebied Borssele en de omgeving het toneel van vele oorloggerelateerde gebeurtenissen. In beide wereldoorlogen werden grote hoeveelheden zeemijnen ingezet in de Noordzee. In windenergiegebied Borssele waren zes bekende mijnenvelden (WOII) aanwezig. De aanwezigheid van zeemijnen in de overige delen van het windenergiegebied kan, ten gevolge van het in het geheim leggen van offensieve mijnenvelden, niet worden uitgesloten. Van alle mijnen die tijdens de Tweede Wereldoorlog werden gelegd is slechts 15% tot 30% geruimd. Er zijn geen gegevens bekend van het ruimen van mijnen na de Eerste Wereldoorlog. Waarschijnlijk was het percentage geruimde mijnen na de Eerste Wereldoorlog nog geringer.
- Het windenergiegebied Borssele ligt binnen de belangrijkste vluchtroutes van geallieerde bommenwerpers. Ten gevolge hiervan zijn een groot aantal vliegtuigen neergestort in de Noordzee en zijn grote hoeveelheden bommen afgeworpen in de Noordzee.
- Sinds april 2005 zijn door vissers bij de kustwacht 25 NGE aangemeld binnen het windenergiegebied Borssele.
- De zeebodem is erg dynamisch ten gevolge van getijdestromingen en de beweging van zandduinen. Hierdoor kunnen NGE zijn verplaatst, waardoor ze niet meer op hun oorspronkelijke positie liggen.
- In de periode na de oorlog is de zeebodem intensief gebruikt. Ten gevolge van intensieve visserij zijn NGE verplaatst. Tot 2005 werden de meeste NGE na aantreffen weer terug in zee geworpen. Dit gebeurde vaak in de buurt van bekende scheepswrakken. Deze locaties werden veelal vermeden om schade aan de netten te voorkomen en vormden zodanig vaak een verzamelplaats voor NGE.

Op basis van de bovenstaande bevindingen wordt geconcludeerd dat windenergiegebied Borssele kan worden aangemerkt als een gebied met een grote kans op het voorkomen van NGE.

Recreatie en toerisme

Langs de kust vinden diverse vormen van recreatie plaats. Bezoekers van het strand maken gebruik van de zone rondom de laagwaterlijn. Vormen van watersport als surfen, kite-surfen en deltavliegen maken gebruik van de zone vlak onder de kust. De sportvisserij vindt plaats vanaf strand, zeedijk en vanaf boten. De recreatievaart, maar ook de grotere chartervaart, maakt voornamelijk gebruik van de 10 à 20 km brede zone langs de kust. Recreatievaart langs de kust

met als bestemming de Belgische en Franse kust varen via het Middeldiep of Steendiep (ten oosten van windenergiegebied Borssele) richting het zuiden.

Vanuit onder andere de havens bij Den Helder, IJmuiden en Hoek van Holland worden er ook oversteken gemaakt naar Engeland. Ook het gebied ter plaatse van windenergiegebied Borssele wordt gebruikt om de oversteek naar Engeland (Thamesmonding) te maken. Schepen varen daarbij vanuit de kustzone door windenergiegebied Borssele naar het gebied ter hoogte van boei NHR-SE (direct ten westen van windenergiegebied Borssele), om daar vervolgens het verkeersscheidingsstelsel te kruisen en naar Engeland te varen.

Cultuurhistorie en archeologie

Vestigia (2014) heeft voor windenergiegebied Borssele een archeologisch bureauonderzoek uitgevoerd. Dit bureauonderzoek is gericht op het in beeld brengen van twee typen archeologische resten, namelijk vroeg-prehistorische vindplaatsen en vondsten afgedekt door jong sediment en historische wrakken en ander objecten. Hieronder zijn de belangrijkste bevindingen weergegeven.

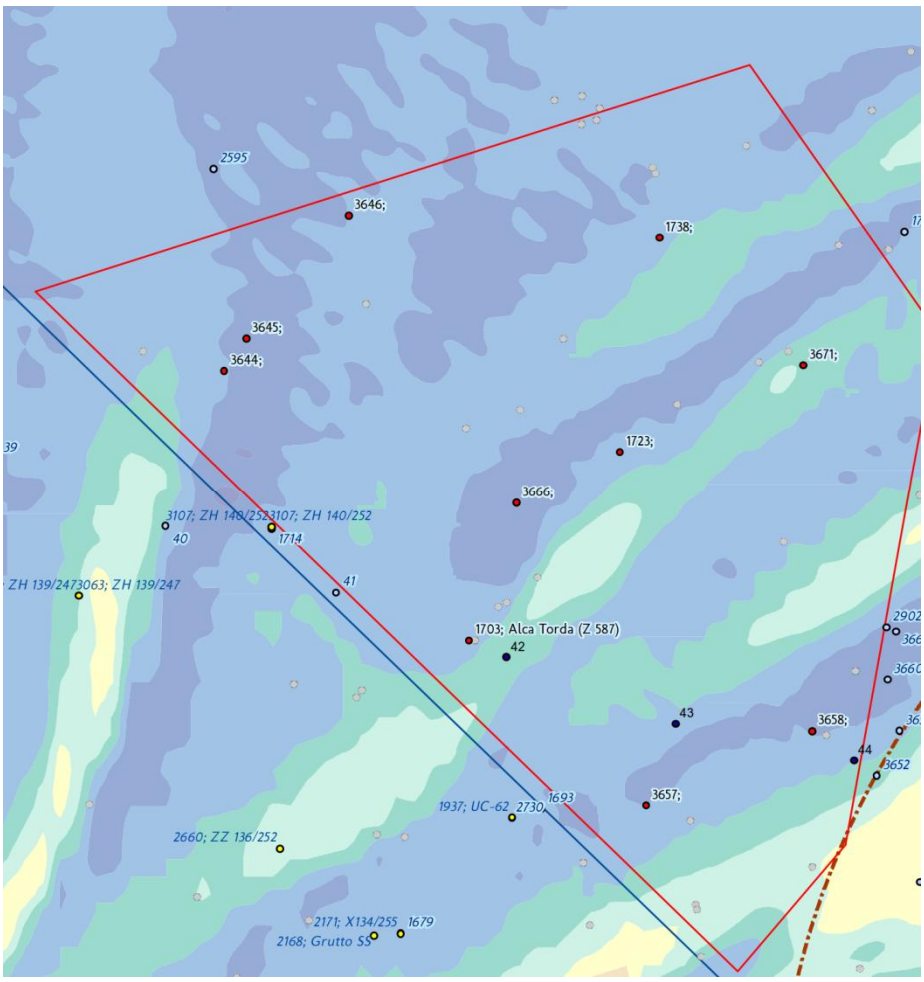
Vroeg-prehistorische vindplaatsen en vondsten

Prehistorische archeologische resten in situ kunnen aanwezig zijn in gebieden waar laat-pleistocene en vroeg-holocene landschappen bewaard zijn gebleven in de geologische stratigrafie. De restanten van deze landschappen - waar ze zijn aangetroffen binnen windenergiegebied Borssele - bevinden zich op een diepte van -30 tot -40 meter NAP en worden grotendeels afgedekt door een dikke laag midden-holocene tot laat-holocene mariene afzettingen. Eventuele prehistoriche vindplaatsen zullen grotendeels, zo niet vrijwel allemaal, dateren uit het Midden-Paleolithicum en het Laat-Paleolithicum. Vindplaatsen uit deze perioden kennen een bijzonder lage dichtheid. Eventuele vindplaatsen uit het Laat-Paleolithicum en het vroeg-Mesolithicum in het windenergiegebied kunnen alleen verwacht worden op de hoger gelegen delen van het pleistoceen of vroeg-holoceen landschap, welke juist meer aangetast zullen zijn als gevolg van erosie door de Noordzee.

De algehele archeologische verwachting met betrekking tot vroeg-prehistorische vindplaatsen is daarom laag voor de gehele windpark zone, maar de aanwezigheid van dergelijke vindplaatsen kan nooit helemaal worden uitgesloten.

Historische wrakken en andere objecten, zoals verloren scheepsuitrusting en neergestorte vliegtuigen

Er zijn binnen windenergiegebied Borssele slechts drie scheepswrakken bekend (zie nummers 1703, 1723, 1738 in figuur 11.3). Hiervan is er slechts één nader geïdentificeerd (nummer 1703). Het wrak dateert uit de 20e eeuw en heeft geen archeologische waarde. Er zijn ook een aantal gerapporteerde obstructies bekend uit het gebied (zie nummers 3644, 3645, 3646, 3657, 3658, 3666 en 3771 in figuur 11.3). Deze zijn niet nader geïdentificeerd. Het kan hier gaan om scheepswrakken of delen van scheepswrakken, maar ook om verloren objecten (bijvoorbeeld ankers, kettingen), vracht, afval etc. Het kan ook gaan om delen van neergestorte vliegtuigen uit de Tweede Wereldoorlog.



Figuur 11.3 Ligging wrakken en obstructies binnen windenergiegebied Borssele (Vestigia, 2014)

Er zijn geen aanwijzingen gevonden dat binnen het windenergiegebied systematisch onderzoek heeft plaatsgevonden met behulp van side scan sonar of een andere geofysische methode. De bekende historische wrakken en andere objecten moeten daarom beschouwd worden als toevalsvondsten. Het kleine aantal vindplaatsen zegt daarom niet noodzakelijkerwijs iets over de daadwerkelijke dichtheid van historische archeologische objecten, waaronder ook scheepswrakken uit de Eerste en Tweede Wereldoorlog, alsmede gevechtsvliegtuigen. Het is slechts een reflectie van het ontbreken van systematisch onderzoek, dat normaliter voornamelijk wordt uitgevoerd op de belangrijkste scheepvaartroutes. Naar alle waarschijnlijkheid bevinden zich in het windenergiegebied daarom nog meer onontdekte historische objecten. In de bureaustudie is de trefkans op historische vindplaatsen (scheepswrakken, vliegtuigwrakken, etc.) voor het hele windenergiegebied Borssele aangeduid als middelhoog (middelhoge archeologische verwachting).

Mosselzaadinvanginstallaties

In de kustwateren wordt gebruik gemaakt van mosselzaadinvanginstallaties (MZI's). Dit zijn installaties van touwen, netten en boeien waar mosselzaad zich op kan vestigen. Op basis van het nieuw vastgestelde MZI beleid (2015-2018) wordt in de Nederlandse kustwateren ruimte gereserveerd voor de commerciële toepassing van MZI's. Het uiteindelijke doel, opgenomen in het in 2008 afgesloten mosselconvenant, is om de mosselsector minder afhankelijk te maken van de natuurlijke dynamiek en om de bodemberoerende mosselzaadvisserij in de Waddenzee terug te dringen.

De kweek van schelpdieren op de ruwere gedeelten van de Noordzee is een nieuwe, maar nog ongewisse ontwikkeling. Met name de technische en economische haalbaarheid zijn onderwerp van onderzoek. Als uit onderzoek blijkt dat de kweek van schelpdieren technisch en econo-

misch haalbaar is, dan zal de schelpdierkweek op de Noordzee naar verwachting toenemen. Het nieuwe Europese Fonds voor Maritieme Zaken en Visserij speelt hierop in door o.a. het bieden van financiële ondersteuning om de uitvoering van voorbeeldprojecten te bevorderen op het gebied van schelpdierkweek/maricultuur (waaronder kweek van zeewier/macro-algen).

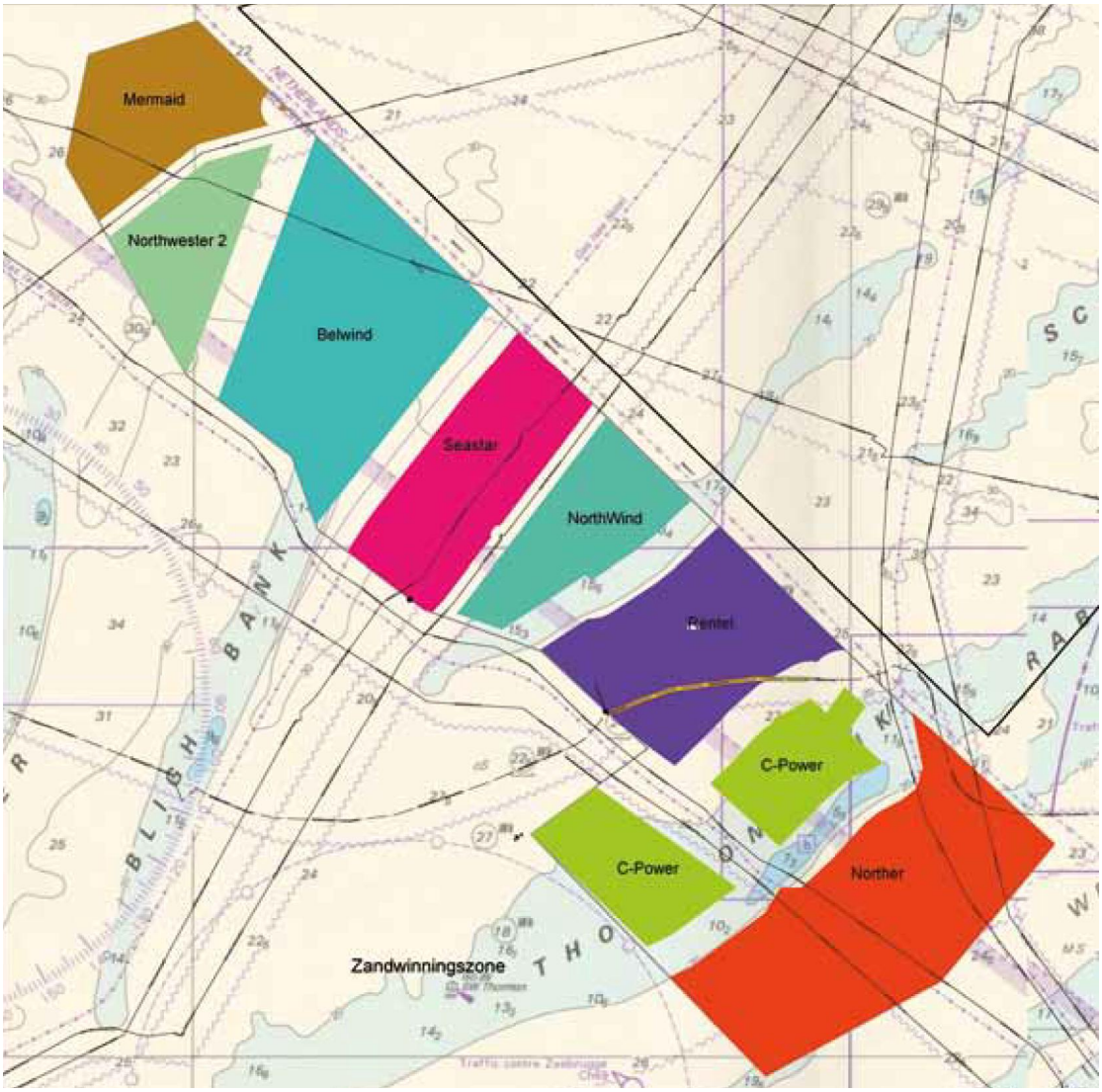
Een mogelijke innovatie is de realisatie van zeecultuurparken, waar maricultuur en natuurrecreatie kunnen worden gecombineerd. Concrete interesse bestaat op dit moment alleen voor mosselkweek waaronder mosselzaadinvang en kweek van zeewieren. Vooral de ondiepe kustzee (tot 8 à 10 meter diep) komt in aanmerking voor mosselkweek. Daarnaast lijkt mosselkweek gecombineerd te kunnen worden met vaste objecten, zoals windturbines. Gezien de diepte waarop mzi's geplaatst worden ligt combinatie met windparken op zee niet voor de hand.

Op dit moment worden de mogelijkheden van medegebruik en doorvaart van windparken verkend. Als aquacultuur op de Noordzee succesvol kan zijn, zou dit deel van de sector in de toekomst sterk kunnen groeien. De mogelijke combinaties van teelten op zee met windparken levert het voordeel van efficiënt ruimtegebruik op. De belangenafweging zal binnen de daarvoor te verstrekken watervergunningen moeten plaatsvinden.

Windparken

Direct ten zuidwesten van windenergiegebied Borssele is door de Belgische overheid een gebied aangewezen waar windparken mogen worden gebouwd. In dit gebied zijn momenteel drie windparken gebouwd, dit betreffen Belwind, C-Power en Northwind (zie figuur 11.4).

Daarnaast liggen in het gebied drie windparken (zie figuur 11.4) die wel zijn vergund maar nog niet gebouwd. Dit betreffen: Norther, Rentel en Seastar. De windparken Mermaid en Northwester 2 (ten noordwesten van Belwind) hebben reeds een concessie, maar de procedure van de milieuvergunning loopt nog.



Figuur 11.4 Ligging Belgische windparken

11.5 Effectbeschrijving

11.5.1 Visserij

Effecten tijdens exploitatie

Het belangrijkste effect van het windpark op de visserij is dat binnen het windpark en de bijbehorende veiligheidszone van 500 m rondom het windpark niet mag worden gevist. Het ruimtebeslag van kavel II ten opzichte van het NCP is zeer gering. De oppervlakte van kavel II bedraagt, inclusief veiligheidszone, circa 70 km^2. Dit betekent dat, gezien de grootte van het NCP (57.000 km^2), kwantitatief slechts 0,12% van het bevisbare oppervlak op het NCP verloren gaat. De inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op. Het gebied dat verloren gaat betreft echter een gebied met een relatief hoge opbrengst per km^2 (zie figuur 11.1), waardoor het gaat om een voor de visserij interessant gebied.

Het verlies aan visgronden zal een geringe toename van de visserijdruk op de resterende visgronden laten zien. Hierdoor zal de vangstefficiëntie van een schip kleiner worden. Hoewel het effect moeilijk is te kwantificeren, zal het effect naar verwachting gering zijn.

Het windpark kan er ook toe leiden dat de vaartijd van vissersschepen van de haven naar de visgronden toeneemt. De eventuele toename van vaartijd is afhankelijk van de thuishaven, de locatie van de visgronden en de positie van het windpark ten opzichte van thuishaven en vis-

gronden. De toename van de vaartijd van vissersschepen is moeilijk in te schatten omdat de visserijsector niet altijd van vaste vaarroutes gebruik maakt.

De effecten van het windpark op de visserij worden gezien de bovenstaande effectbeschrijving beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

In het ontwerp NWP2 wordt voorgesteld om het windpark open te stellen voor niet-bodemberoerende visserij (bijvoorbeeld ringzegen, staand want en sumwing). Dit leidt er mogelijk toe dat deze vorm van visserij minder hinder ondervindt van het windpark. Bij het eventueel openstellen van de oostwest corridor door windenergiegebied Borssele zullen ook vissersschepen groter dan 24 m minder hoeven om te varen.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De aanleg, het onderhoud en de verwijdering van het windpark hebben geen gevolgen voor de visserij, omdat deze activiteiten zich binnen het gesloten gebied afspelen. De tijdelijke toename van scheepsbewegingen tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zijn ten opzichte van de normale scheepsvaart zeer klein, de visserij wordt hierdoor niet belemmerd. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.2 Olie- en gaswinning

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

Windenergiegebied Borssele ligt niet in de nabijheid van olie- en gasplatforms. Ook zijn er in het gebied geen winnings- en opsporingsvergunningen afgegeven. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.3 Luchtvaart

Effecten tijdens exploitatie

Om zichtbaar te zijn voor de luchtvaart worden op de gondels obstakellichten met een sterkte van 50 candela aangebracht (conform IALA). De burgerluchtvaart vliegt ter plaatse van windenergiegebied Borssele echter op een dusdanige hoogte (minimaal 760 m) dat gesteld kan worden dat turbines in het windpark (maximale tiphoogte 250 m) geen invloed zullen hebben op de burgerluchtvaart. Ook vinden in het gebied nauwelijks vliegbewegingen van helikopters plaats omdat olie- en gasplatforms ontbreken.

Tijdens zogenaamde Search and Rescue (SAR)-operaties worden taken uitgevoerd op het gebied van hulpverlening en reddingsoperaties door het Kustwachtcentrum. De aanwezigheid van een windpark kan een dergelijke operatie verstoren. Bijvoorbeeld als een reddingsoperatie moet worden uitgevoerd in het windpark, dan vormt de aanwezigheid van windturbines een extra risicofactor. Het is aangetoond dat reddingacties uit de lucht binnen een windpark bij beperkt zicht moeilijk zijn (Brown, 2005). SAR-operaties worden naar verwachting voor het grootste deel uitgevoerd door schepen en een beperkt deel door helikopters. Schepen ten behoeve van SAR-operaties mogen in tegenstelling tot overige scheepvaart het windpark wel invaren, waardoor een verhoogde kans op aanvaring tijdens een dergelijke SAR-operatie optreedt door de aanwezigheid van turbines. Uit de studie van Brown (2005) komt naar voren dat radiocommunicatie tussen schepen binnen het windpark North-Hoyle in het Verenigd Koninkrijk correct werkte. Turbines hebben maar een smalle schaduw voor VHF communicatie en hebben derhalve nauwelijks effecten. Radardetectie werd moeilijk wanneer schepen binnen 100 meter van een turbine kwamen. Ook het automatische identificatiesysteem (AIS) is geheel operationeel binnen het windpark. Er is geen bewijs dat magnetische kompassen afwijkingen vertonen, tenzij het kompas wordt gebruikt wanneer dicht in de buurt van een turbine wordt gevaren.

De verwachting is dat SAR-operaties zich kunnen voordoen wanneer een schip het windpark binnenvaart en in de problemen komt. Op dit moment is het niet toegestaan dat scheepvaart zich binnen een windpark bevindt (uitgezonderd onderhoudsschepen). Recreatievaart ter hoogte van windenergiegebied Borssele zal, gezien de afstand tot de kust (minimaal 24 km), beperkt

van omvang zijn. Het gebied bevindt zich wel in voor recreatievaart populaire routes tussen het continent en Britse havens. Er worden daarom incidenteel SAR-operaties verwacht met recreatieve vaart in het gebied indien een recreatievaartuig door problemen in het windpark terecht komt.

Echter, in het ontwerp NWP2 wordt voorgesteld om het windpark open te stellen voor doorvaart en medegebruik voor schepen tot 24 m. Dit zal leiden tot een grotere kans op SAR operaties binnen het windpark. Er wordt in 2015 een pilot uitgevoerd om de SAR-mogelijkheden voor luchtvaarteenheden binnen een windpark te testen. Afhankelijk van de uitkomsten daarvan en testen met betrekking tot handhaving, zal in het NWP2 al dan niet besloten worden om windparken open te stellen voor schepen tot 24 meter.

TenneT heeft als uitgangspunt dat het platform (Borssele Alpha) bereikbaar dient te zijn voor helikopterverkeer. Om de helikopters veilig te kunnen laten dalen en opstijgen worden binnen windenergiegebied Borssele corridors aangewezen waarbinnen geen windturbines geplaatst mogen worden. De lengte en breedte van deze corridors zijn afhankelijk van het type windturbine en zijn als volgt berekend (bron TenneT). De breedte van de corridors is afhankelijk van de rotordiameter en bedraagt: 200 m + 3 x de rotordiameter. Dat betekent, uitgaande van een 3 en 10 MW turbine, een breedte van 563 m respectievelijk 863 m. De lengte van de corridors is afhankelijk van de tiphoogte en de hoogte van het helikopterdek en bedraagt: (de tiphoogte + 200 ft - hoogte helidek)/4,5*100. Dat betekent, uitgaande van een 3 en 10 MW turbine, een lengte van 3.821 m respectievelijk 6.044 m. Dergelijke afmetingen zijn voldoende om de veiligheid van helikopterbewegingen te garanderen tijdens het dalen en opstijgen (bron TenneT).

Inrichtingsalternatieven waarbij turbines op een grotere afstand staan (de grotere turbines) scoren iets gunstiger omdat meer ruimte aanwezig is voor het uitvoeren van SAR-operaties. In de beoordeling is, gezien de geringe omvang van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen alternatieven waarbij de turbines ruimer van elkaar staan. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Effecten tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering

Voor de luchtvaart is het van belang om aan te geven waar het windpark zich bevindt in verband met de hoogte van windturbines. Tijdens de aanleg en verwijdering van het park worden turbines daarom al uitgerust met obstakelverlichting met een sterkte van 50 candela als een hoogte van 30 meter wordt overschreden (tijdens de exploitatiefase is deze verlichting ook aanwezig). Ook zal de kustwacht tijdens de aanleg en verwijdering van het windpark veiligheidsberichten uitzenden om de scheepvaart te informeren.

De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.4 Zand-, grind-, en schelpenwinning

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

In windenergiegebied Borssele en directe omgeving vindt geen grind- en schelpenwinning plaats. Wel grenst kavel II aan de 12-mijlsgrens. Indien de turbines op deze grens komen te staan, dan zal door de veiligheidszone rond kavel II geen zand gewonnen kunnen worden in dit gebied. Het gebied tot aan de 12-mijlsgrens is in principe gereserveerd voor zandwinning. Door de veiligheidszone gaat circa 1,5 km^2 (5 tot 10 mln. m^3 zand) van dit gebied verloren voor zandwinning. Gezien de geringe omvang van het gebied waar geen zandwinning meer kan plaatsvinden wordt het effect als neutraal beoordeel (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.5 Baggerstort

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

In het gebied en de directe omgeving liggen geen baggerstortgebieden. De effecten worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

11.5.6 Scheeps- en luchtvaartradar

Effecten tijdens exploitatie en onderhoud

Luchtvaartradar

Een windpark kan effect hebben op luchtverkeer in verband met verstoring van apparatuur van dit luchtverkeer. In dit kader kan de studie van Brown (2005) worden genoemd. De studie geeft de resultaten weer van helikopterzoektochten en reddingsoefeningen bij windpark 'North-Hoyle' in het Verenigd Koninkrijk. De studie demonstreerde dat radiocommunicatie van zee naar helikopter (en vice versa) en VHF-communicatie correct werkten. In droge weersomstandigheden waren turbines, schepen en mensen duidelijk herkenbaar door het thermische beeldsysteem van het vliegtuig. Door mist en neerslag werden deze wel beperkt.

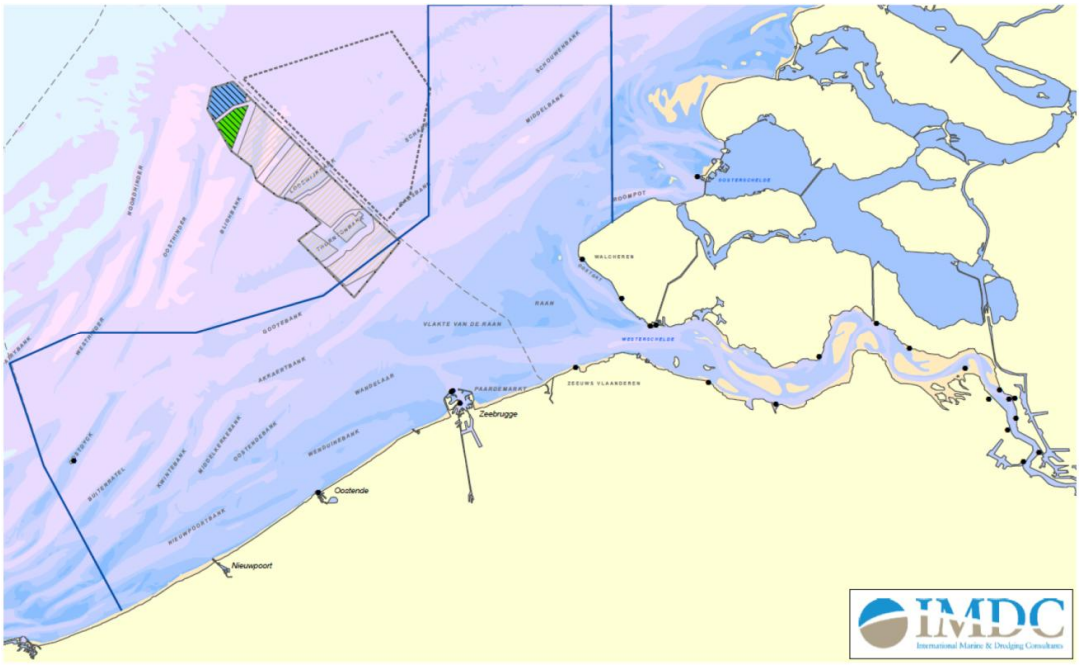
Uit ervaringen met windparken in Denemarken (Spaven consulting, 2011) blijkt dat windturbines die zich binnen 30 kilometer van de luchtbegeleidingsradar bevinden geen problemen opleveren voor luchtverkeersbegeleiding. De radar voor de luchtverkeersbegeleiding van Schiphol ligt op circa 170 km afstand van windenergiegebied Borssele. Ondanks dat het bereik van deze radar 400 kilometer bedraagt, is op basis van het voorgaande niet te verwachten dat het windpark enig effect heeft op het functioneren van de radar. Kavel II ligt niet in de nabijheid van laagvlieggebieden en heeft daarom geen effect op het waarnemingszicht boven laagvlieggebieden.

Walradar

Een windpark kan op verschillende manieren invloed hebben op radarsystemen (walradar en scheepsradar). Beïnvloeding van radarsystemen is mogelijk door:

- Schaduweffecten: wanneer zich tussen de radarpost en het te detecteren object (bijvoorbeeld een schip) een windturbine bevindt, ontstaat een schaduwkegel achter de windturbine waardoor het te detecteren object niet of minder op de radar verschijnt.
- Vermindering van het bereik van radar: wanneer zich tussen de radarpost en het te detecteren object een windturbine bevindt, dan is in deze schaduw het bereik minder dan in niet belemmerende omstandigheden.
- Valse schaduw door dubbele reflectie: als een windturbine zich nabij de radarpost bevindt, kan een te detecteren object tweemaal worden weergegeven op het radarscherm. De echte weergave komt direct vanaf het te detecteren object, de valse weergave ontstaat door weerkaatsing van echogolven van het te detecteren object vanaf een windturbine in de buurt.
- Indirecte echo door meervoudige reflectie: windturbines kunnen vanwege hun grote verticale oppervlak een meervoudige reflectie veroorzaken, indien de turbines zich in de buurt van de radar bevinden.
- Zijlus-effecten: bij radar treden naast de hoofdlus ook zijlussen op. Wanneer windturbines zich in de buurt van de radar bevinden kunnen reflecties ontstaan met deze zijlussen.

Schaduwwerking is veruit het belangrijkste effect dat een windpark op een radarpost kan hebben. Wanneer een windpark binnen het bereik van een walradar wordt gebouwd, dan treedt achter dit windpark een schaduw op. Dat wil zeggen een gebied waar de walradar niet kan kijken. Voor de verkeersbegeleiding ter plaatse van windenergiegebied Borssele is de SRK-walradarketen van belang. Uit figuur 11.4 blijkt dat windenergiegebied Borssele net buiten het wettelijke werkingsgebied ligt van de SRK-walradarketen. Het feitelijk operationele werkingsgebied van de SRK-walradarketen strekt zich echter verder uit, waardoor mogelijk sprake kan zijn van beïnvloeding van het gebied ten noordwesten van windenergiegebied Borssele. Dit gebied ligt echter zover uit de kust (40-50 km), dat wordt verwacht dat dit gebied buiten het radarbereik ligt van de SRK.



Figuur 11.4 SRK werkingsgebied en windenergiegebied Borssele (Bron: Milieueffectrapport windpark Mermaid, 2014)

Scheepsradar

Doordat windturbines, conform de IALA-richtlijnen, langs de buitenomtrek van het windpark worden voorzien van een radarreflector op het werkbordes, zal het windpark goed zichtbaar zijn voor de radar. Ook bij een scheepsradar kunnen windturbines voor verstoring zorgen door bijvoorbeeld schaduwwerking, reflecties of zijlus-effecten. Dit geldt met name als zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden en in mindere mate waar zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Uit een experiment op de simulator van MARIN blijkt dat de scheepsradar ARPA (Automatic Radar Plotting Aid) functie van de scheepsradar af en toe een echo verliest van een schip dat zich achter het windpark bevindt. Dit leidt echter niet tot gevaarlijke situaties omdat schepen achter het windpark geen potentieel gevaar vormen voor het eigen schip. Het wordt gevaarlijker als de echo wordt verloren op het moment dat beide schepen op dezelfde hoek van het windpark afvaren. In deze situatie is de kans op verlies van een echo echter kleiner omdat het aantal windturbines dat tussen beide schepen staat, kleiner wordt naarmate de hoek van het windpark wordt genaderd. Ook de veiligheidszone van 500 meter rondom het windpark zorgt ervoor dat schepen elkaar bij het naderen van het hoekpunt eerder zien, omdat in de veiligheidszone geen obstakels staan. Doordat in de toekomst steeds meer kleinere schepen worden uitgerust met AIS, dat niet wordt verstoord door een windpark, zal het probleem van radarverstoring steeds minder groot worden.

Uit ervaringen met het windpark North Hoyl UK (Howerd & Brown, 2004) blijkt dat de hoogte van windturbines radarresponsies veroorzaakt die sterk genoeg zijn om zijlus-effecten en dubbele of meervoudige reflecties te produceren. Het is mogelijk om met een verlaagde ontvangstversterking de resolutie te vergroten, waardoor windturbines van zijlussen kunnen worden onderscheiden. Bijkomend effect hiervan is dat de ontvangstsignalen van kleine schepen en boeien ook gereduceerd worden en wellicht niet meer waar te nemen zijn nabij het windpark.

Uit bovenstaande beschrijving volgt dat het windpark geen effect heeft op de walradar. Wel is het mogelijk dat de scheepsradar hinder ondervindt van het windpark. Hiervoor geldt dat hoe groter de afstand van de scheepsradar tot het windpark, hoe kleiner de beïnvloeding. Voor de schaduwwerking is het aantal windturbines en de onderlinge afstand van belang. Inrichting van het windpark met grote turbines (10 MW) heeft vanwege het geringere aantal windturbines een geringer effect.

Hoewel er kleine verschillen zijn in effecten tussen alternatieven met veel en weinig turbines, worden de alternatieven gezien de geringe omvang van de effecten als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Effecten tijdens aanleg en verwijdering
Tijdens de aanleg en verwijdering van het windpark zal het gebied waar werkzaamheden plaatsvinden, conform de IALA-richtlijn voor maritieme navigatiesystemen (IALA Maritime Buoyage System (MBS)) worden gemarkeerd. Gedurende de periode van aanleg en verwijdering vindt indien nodig mistwaarschuwing plaats door de op dat moment toch al aanwezige wacht- en installatieschepen. Als deze schepen een schip op hun radar zien naderen, dan wordt dit
schip opgeroepen en gewaarschuwd.

11.5.7 Kabels en leidingen

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud
Realisatie van het windpark kan van invloed zijn op de onderhoudsmogelijkheden van bestaande kabels en leidingen. De vaartuigen voor onderhoud en reparatie hebben een zekere manoeuvreerruimte nodig. Bij onderwaterwerkzaamheden gaan vaartuigen voor anker, de ankerdraden kunnen hierbij enkele honderden meters naar voor en achter worden uitgezet. Om te voorkomen dat nieuwe windparken het onderhoud aan bestaande kabels en leidingen belemmeren, hanteert Rijkswaterstaat onderhoudszones langs kabels en leidingen. In deze zone mogen geen windturbines staan en bij werkzaamheden dient hier rekening mee te worden gehouden. De noord- en westzijde van kavel II worden begrensd door een datakabel (noordzijde) en een gasleiding (westzijde). Binnen kavel II liggen geen in gebruik zijnde kabels en leidingen. Wel liggen er in kavel II twee buiten gebruik zijnde kabels. Tijdens de aanleg van het windpark hoeft met deze verlaten kabels geen rekening te worden gehouden.

De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Bij de aansluiting van de parkbekabeling van kavel II op het platform van TenneT zal de kabel van het 2^{e} platform (t.b.v. aansluiting 3^{e} en 4^{e} kavel) naar de kust gekruist dienen te worden. Het aantal kruisingen is afhankelijk van de spanning van de parkbekabeling. Bij een spanning 33 kV versus 66 kV zijn 12 respectievelijk 6 kruisingen noodzakelijk. Het aantal kruisingen is onafhankelijk van het vermogen van de windturbine.

11.5.8 Telecommunicatie

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud
In kavel II liggen geen telecomkabels. Ook lopen er geen straalpaden in de omgeving omdat olie- en gasplatforms in het gebied ontbreken. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.9 Munitiestortgebieden en militaire activiteiten

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud
Kavel II ligt niet in de directe omgeving van gebieden die zijn gereserveerd voor militair gebruik of als munitiestortlocatie. Wel blijkt uit bureauonderzoek (REASeuro, 2014) dat windenergiegebied Borssele kan worden aangemerkt als een gebied met een grote kans op het voorkomen van Niet Gesprongen Explosieven (NGE).

De NGE die mogelijk zijn achtergebleven in windenergiegebied Borssele zijn gevoelig voor aanraken, bewegen, veranderingen in waterdruk en versnellingen groter dan 1 m/s^{2}. Binnen windenergiegebied Borssele zullen diverse grondberoerende activiteiten worden uitgevoerd. Deze activiteiten kunnen een detonatie van een aanwezig NGE veroorzaken. Vanwege het vaak grote kaliber van de te verwachten NGE zal een detonatie een vernietigende werking hebben op vaartuigen, materieel, funderingen, personeel en de omgeving. Een detonatie vormt daarom een niet toelaatbaar risico.

Wetgeving op het gebied van veiligheid en gezondheid schrijft voor dat de risico's zo veel mogelijk moeten worden gereduceerd. Met goed NGE-risicomanagement kan het risiconiveau tot een aanvaardbaar niveau worden teruggebracht. Bijvoorbeeld door voorafgaand aan de uitvoering een NGE-risicoanalyse uit te voeren en een gecertificeerd opsporingsbedrijf te betrekken bij de voorbereiding en bouw van het windpark. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

11.5.10 Recreatie en toerisme

Effecten tijdens aanleg, exploitatie, onderhoud en verwijdering

Voor de recreatie langs de kust en in de duinen zijn de zichtbaarheid en het geluid van het park van belang. Het windpark zal gezien de afstand tot de kust (minimaal 24 kilometer) niet hoorbaar zijn aan de kust. De zichtbaarheid van het windpark vanaf de kust is uitgewerkt in het hoofdstuk landschap.

Het windpark kan een aantrekkende werking hebben op recreanten met boten. Dit kan gevaar opleveren wanneer recreanten te dicht bij het windpark komen en in aanvaring komen met een windturbine. Dit risico is ten opzichte van het veel grotere vrachttransport (zie hoofdstuk scheepvaartveiligheid) beperkt van omvang, gezien de lagere massa en de grotere wendbaarheid van recreatievaartuigen. Om de kans op aanvaring te beperken wordt het windpark, inclusief een veiligheidszone van 500 meter rondom het windpark, op dit moment gesloten voor alle scheepvaart (met uitzondering van vaartuigen bestemd voor onderhoud van het windpark en schepen van de overheid). Doordat het windpark (inclusief een veiligheidszone van 500 meter) wordt afgesloten voor de scheepvaart wordt de bewegingsvrijheid van recreanten enigszins beperkt. Dit speelt echter een beperkte rol omdat recreatievaartuigen met name gebruik maken van de 10 à 20 km brede zone langs de kust.

Voor de recreatievaartuigen die de oversteek van bijvoorbeeld Zeeland naar Engeland maken kan het windpark een belemmering vormen. Vaartuigen zullen een aantal kilometers moeten omvaren om vervolgens ten westen van windenergiegebied Borssele en het Belgische windenergiegebied het verkeersscheidingsstelsel te kruisen en naar Engeland te varen. Ten opzichte van de vaarafstand naar Engeland is deze extra vaarafstand verwaarloosbaar. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

In het ontwerp-NWP2 wordt voorgesteld om het windpark open te stellen voor doorvaart en medegebruik voor schepen tot 24 m. Dat betekent dat recreatievaartuigen, maar ook bepaalde vormen van sportvisserij, door het windpark heen mogen varen en er mogen verblijven. Het windpark zou daardoor een recreatieve bestemming kunnen vormen. Recreatievaartuigen die de oversteek naar Engeland willen maken, kunnen dan door windenergiegebied Borssele heen varen, waarbij zij eventueel gebruik kunnen maken van de corridor die in oost-westelijke richting door windenergiegebied Borssele loopt. De effecten van het openstellen van het windpark worden momenteel verder onderzocht. Voordat het windpark wordt geopend voor medegebruik zal eerst elders een pilot volgen.

11.5.11 Cultuurhistorie en archeologie

Effecten tijdens aanleg, exploitatie, onderhoud en verwijdering

Uit het archeologisch bureauonderzoek (Vestigia, 2014) blijkt dat de archeologische verwachting met betrekking tot vroeg-prehistorische vindplaatsen laag is. Eventuele archeologische resten bevinden zich op een diepte van -30 tot -40 m NAP en worden grotendeels afgedekt door een dikke laag holocene afzettingen. Deze vindplaatsen kunnen worden aangetast door het aanbrengen van de funderingen (inheidiepte 20-60 m) en afhankelijk van de diepte van archeologische resten ook door het aanbrengen van erosiebescherming en de aanleg van parkbekabeling. Ten aanzien van de kans dat historische vindplaatsen (scheepswrakken, vliegtuigen, etc.) worden aangetroffen, geldt een middelhoge verwachtingswaarde.

De kans dat tijdens de aanleg van het windpark archeologische resten worden aangetast, is afhankelijk van de diepte van de funderingen en het oppervlak van de funderingen en erosiebescherming. Uit tabel 11.1 blijkt dat het oppervlak van de funderingen in het windpark zeer klein

is ten opzichte van het oppervlak van kavel II. Het totaal oppervlak van de funderingen die diep de bodem ingaan varieert van circa 1.000 m^2 (jacket en monopile 3 MW) tot circa 20.000 m^2 (suction bucket 3 MW). De kans dat tijdens het aanbrengen van de funderingen archeologische resten worden aangetast is hierdoor zeer gering. Bij de gravity based fundatie is er geen kans op aantasting van diepe archeologische resten omdat bij een gravity based fundatie alleen in de bovenste bodemlaag verstoring plaatsvindt (egalisatie en uitgraven ondiepe put).

Ondiepe archeologische resten kunnen naast aantasting door de funderingen ook worden aangetast door erosiebescherming en het ingraven van de parkbekabeling. Gezien de oppervlakten aan funderingen en erosiebescherming (zie tabel 11.1) kan worden gesteld dat de kans op aantasting van ondiepe archeologische resten het grootst is bij een gravity based fundatie (circa 500.000 m^2 bij een 3 MW gravity based fundatie). Maar ook hier geldt dat als de oppervlakten worden gerelateerd aan het totaal oppervlak van kavel II, de kans op aantasting zeer gering is. Hoewel er verschillen zijn in effecten tussen alternatieven met veel en weinig turbines (en veel en weinig erosiebescherming), worden de alternatieven gezien de geringe absolute omvang van de effecten als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Indien tijdens nader bodemonderzoek archeologische resten worden aangetroffen, dan zal dit worden gemeld aan het bevoegd gezag en het RCE. In overleg met het bevoegd gezag wordt dan bekeken hoe de archeologische resten zo goed mogelijk kunnen worden behouden. Een mogelijkheid is bijvoorbeeld om de locatie van een windturbine (of de ligging van een kabel) te wijzigen om zo een archeologisch object te ontwijken.

11.5.12 Mosselzaadinvanginstallaties

Effecten tijdens aanleg, exploitatie, onderhoud en verwijdering

In windenergiegebied Borssele zijn geen mosselzaadinvanginstallaties (MZI's) aanwezig, hierdoor treden geen effecten op (effectbeoordeling: 0). Een windpark biedt mogelijk wel kansen voor MZI's door ruimte te bieden aan MZI's.

11.5.13 Windparken

ECN heeft een quick scan (Bulder, 2015) uitgevoerd om de invloed van windenergiegebied Borssele op de windparken in de Belgische windparkzone te bepalen. Dit is gedaan door voor de Belgische windparken de energieopbrengst te bepalen voor zowel de situatie met als zonder windenergiegebied Borssele. Voor windenergiegebied Borssele is uitgegaan van windturbines met een vermogen van 6 MW windturbines, resulterend in een totaal vermogen van 1400 MW. Uit de uitgevoerde analyse blijkt dat windenergiegebied Borssele, door windafvang, een negatieve invloed heeft op de energieopbrengst van de Belgische windparken van gemiddeld ongeveer 2,7%. De effecten worden als beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

11.6 Effectbeoordeling

Uit de voorgaande effectbeschrijving blijkt dat er nauwelijks effecten optreden ten aanzien van reeds aanwezige gebruiksfuncties. Dit komt deels doordat bij de locatiekeuze rekening is gehouden met de aanwezige gebruiksfuncties. Bij de gebruiksfuncties zandwinning, scheeps- en luchtvaartradar, recreatie en toerisme, en cultuurhistorie & archeologie is sprake van geringe effecten in de vorm van ruimteverlies (zandwinning, recreatie), aantasting (archeologie) of beïnvloeding (scheepsradar). De effecten worden gezien de geringe omvang neutraal beoordeeld. De effecten op de visserij worden, gezien het oppervlak dat verloren gaat (70 km^2) en de waarde van dat gebied voor de visserij, beperkt negatief beoordeeld.

Tabel 11.5 Samenvatting effectbeoordeling

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		GBF (3 MW)	Tripile/tripod (10 MW)
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Olie- en gaswinning	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		GBF (3 MW)	Tripile/tripod (10 MW)
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
	Interferentie Kustwacht	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstof-fenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortgebie-den	0	0
Scheeps- en luchtvaartradar	Schaduwwerking	0	0
	Multipath / Bouncing	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring kabelverbindingen	0	0
	Verstoring straalpaden	0	0
Munitiestortgebieden en militaire gebieden	Aanwezigheid munitiestortgebie-den en militaire gebieden	0	0
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0	0
Mosselzaadinvanginstallaties	Beperkingen mosselzaadinvang-installaties	0	0
Windparken	Beïnvloeding windparken	0/-	0/-

11.7 Cumulatie

Uit de effectbeschrijving in paragraaf 11.5 blijkt dat er geen wezenlijke effecten optreden, de effecten zijn gering tot verwaarloosbaar. Alleen op de visserij en de Belgische windparken treden beperkt negatieve effecten op. Bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel I, III en IV) wordt het totale ruimtebeslag groter waardoor een groter gebied verloren gaat voor de visserij. In totaal gaat circa 0,6% van het bevisbare oppervlak van het NCP verloren. Het gebied dat verloren gaat voor de visserij (0,6%) betreft relatief goede visgronden, waardoor in cumulatie sprake is van beperkte negatieve effecten voor de visserij. Daar boven op komt nog het gebied dat door het Belgische windenergiegebied verloren gaat.

Door het grotere aantal turbines wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast.
Voor recreatie en toerisme heeft de verdere invulling van windenergiegebied Borssele beperkte gevolgen omdat de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust. Voor vaartuigen die vanuit Zeeland de oversteek naar Engeland willen maken betekent de realisatie van kavel I en II extra omvaren. Kavel III en IV leiden niet tot nog meer omvaren omdat deze kavels ten westen van kavel I en II liggen. Het Belgische windenergiegebied leidt waarschijnlijk nauwelijks tot extra omvaren omdat het Belgische windenergiegebied direct ten zuidwesten van windenergiegebied Borssele ligt.

11.8 Mitigerende maatregelen

Er treden bij geen van de beoordelingscriteria wezenlijke effecten op. Alle effecten zijn zeer lokaal, tijdelijk en gering. De noodzaak van mitigerende maatregelen is dan ook niet aanwezig. Wel kunnen er maatregelen getroffen worden om de geringe effecten verder te mitigeren. Daarbij kan gedacht worden aan het openstellen van het windpark voor kleine scheepvaart (schepen < 24 m). De niet-bodemberoerende visserij en de recreatievaart kunnen daarvan profiteren. Ook kan worden overwogen om een corridor door windenergiegebied Borssele open te stellen voor schepen groter dan 24 m, waardoor de vaartijd naar visgronden wordt beperkt. Een andere mitigerende maatregel is om de locatie van een windturbine of kabel te wijzigen om zo een (mogelijk) archeologische object te ontwijken.

11.9 Leemten in kennis

Voor het aspect overige gebruiksfuncties zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

12 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

12.1 Te beschouwen bandbreedte/alternatieven

Om de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies in beeld te brengen zijn voor respectievelijk de kleinste (3 MW) en grootste (8 MW) beschikbare windturbine de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies uitgerekend. Bij de grootste windturbine is uitgegaan van een 8 MW turbine, omdat dit de grootste windturbine is waarvan de technische gegevens beschikbaar zijn die nodig zijn om de elektriciteitsopbrengst uit te rekenen.

Om de bandbreedte te beschouwen hanteert dit hoofdstuk twee alternatieven: een minimum alternatief met 117 turbines van 3 MW (V112) en een maximum alternatief met 44 turbines van 8 MW (V164) turbines. Het aantal windturbines wordt bepaald door de omvang van kavel II (350 MW) te delen door het vermogen van de windturbine. De kenmerken van de turbines zijn weergegeven in tabel 12.1.

Tabel 12.1 Kenmerken van de te onderscheiden alternatieven voor elektriciteitsopbrengst

Kenmerken	Minimum alternatief	Maximum alternatief
Aantal turbines	117 turbines	44 turbines
Vermogen turbine	3 MW	8 MW
Rotordiameter	112 meter	164 meter
Ashoogte*	86 m	112 m

* De ashoogte wordt bepaald door de tiplaagte (30 m boven zeeniveau) + de halve rotordiameter.

De trend bij de ontwikkeling van windturbines leidt momenteel tot turbines met een relatief groot vermogen en een grote rotordiameter. Het aantal watt per m^2 neemt de laatste jaren af en ligt nu tussen circa 380 W/m^2 en 260 W/m^2 (uitkomsten werksessie ECN, september 2014). Uitgaande van een ondergrens van 3 MW en bovengrens van 10 MW aan opgesteld vermogen, resulteert dit in de rotordiameters zoals weergegeven in de onderstaande tabel. De groene rijen geven respectievelijk de minimale en maximale rotordiameters weer.

	Opgesteld vermogen (MW)							
Power Density Rotor (W/m^2)	3	4	5	6	7	8	9	10
260	121	140	156	171	185	198	210	221
280	117	135	151	165	178	191	202	213
300	113	130	146	160	172	184	195	206
320	109	126	141	155	167	178	189	199
340	106	122	137	150	162	173	184	194
360	103	119	133	146	157	168	178	188
380	100	116	129	142	153	164	174	183

Doordat bij het alternatief met 3 MW turbines is gerekend met een relatief grote rotordiameter (112 m, ca. 300 W/m^2) en bij het alternatief met 8 MW turbines met een relatief kleine rotordiameter (164 m, 380 W/m^2) produceren beide alternatieven ongeveer evenveel energie (zie tabel

12.3). Er is voor een offshore turbine geen combinatie mogelijk waarbij voor beide alternatieven het aantal watt/m^2 (power density) ongeveer even groot is, in dat geval had er wel een verschil in energieopbrengst geweest.

12.2 Beoordelingskader

In de onderstaande tabel zijn voor de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies een aantal beoordelingscriteria weergegeven. Op basis van deze criteria zijn de effecten beschreven.

Tabel 12.2 Beoordelingscriteria elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies	- Elektriciteitsopbrengst - CO_2-emissie reductie - SO_2-emissie reductie - NO_2-emissie reductie	- Kwantitatief in MWh/jaar en ton/jaar

12.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

De eerste windturbines op het NCP zijn in 2006 gebouwd in het Offshore Windpark Egmond aan Zee (10 kilometer uit de kust bij Egmond) en in 2008 in het Prinses Amalia Windpark buiten de 12-mijlszone (voorheen genaamd Q7, 22 kilometer uit de kust bij IJmuiden). De windparken hebben een vermogen van respectievelijk 108 en 120 MW. Deze parken worden de 'ronde 1-parken' genoemd. Het Offshore Windpark Egmond aan Zee en het Prinses Amalia Windpark bestaan uit respectievelijk 36 windturbines van 3 MW en 60 windturbines van 2 MW windturbines. Het Prinses Amalia Windpark en Windpark Egmond Aan Zee (OWEZ) produceren jaarlijks circa 315[34] en 435[35] GWh, een equivalent van het jaarlijkse elektriciteitsverbruik van circa 214.000 huishoudens.

Daarnaast zijn vergunningen verstrekt voor de bouw van nieuwe windparken, de zogenaamde 'ronde 2-parken'. Drie van deze windparken hebben subsidie gekregen en worden de komende jaren gebouwd: Luchterduinen (voorheen Q10, 23 kilometer uit de kust bij Noordwijk aan Zee), Gemini I en II (ZeeEnergie en Buitengaats, 85 kilometer boven de kust van Groningen). Deze windparken hebben een vermogen van respectievelijk 129 en twee maal 300 MW. Het totaal aan opgesteld vermogen voor ronde 1 en 2 windparken komt daarmee op 957 MW.

12.4 Effectbeschrijving

Het vermogen van een windturbine wordt uitgedrukt in MegaWatt (MW). De netto elektriciteitsopbrengst van een windturbine wordt uitgedrukt in MWh of kWh en hangt hoofdzakelijk af van een aantal factoren:

- de locatie van de turbine: bijvoorbeeld boven open zee waait het harder dan in de stad;
- het rotoroppervlak: hoe langer de bladen, des te groter het rotoroppervlak en hoe meer wind wordt omgezet in elektriciteit;
- oriëntatie opstelling ten opzichte van de overheersende windrichting (zuidwesten) en onderlinge afstand tussen de windturbines in relatie tot onderlinge beïnvloeding;
- de hoogte van de turbine: op grotere hoogte waait het harder en is de windstroom minder turbulent.

De afstand tussen de turbines en de oriëntatie van het windpark zijn bepalende factoren voor het zogenaamde zogeffect (of wake-effect). Dit is het effect waarbij het windveld van een turbine wordt verstoord door de aanwezigheid van andere turbines. Door zogeffecten neemt de opbrengst van een windpark af. Zogeffecten worden kleiner naarmate de afstand tussen windturbines groter wordt. Om de effecten te verkleinen is de onderlinge afstand van de windturbines in

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

[35] http://www.prinsesamaliawindpark.eu/nl/windpark.asp

de noordwest-zuidoost richting kleiner dan loodrecht op de overheersende windrichting. De te verwachten energieopbrengst is tevens afhankelijk van de bedrijfszekerheid van de windturbines en hangt mede af van weersomstandigheden en seizoen.

Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

In tabel 12.3 is per alternatief de opbrengst van het windpark weergegeven, evenals de emissiereductie van CO_2, NO_x en SO_2. De jaarlijkse CO_2-, NO_x- en SO_2-reductie is uitgedrukt in ton per jaar. De opbrengstgegevens zijn berekend met WindPro en bepaald op basis van de windcondities zoals die door ECN zijn bepaald in de studie 'Quick scan wind farm efficiencies of the Borssele location' (Bulder, 2014). In deze studie zijn voor windenergiegebied Borssele op basis van de periode 2003-2013 de windcondities bepaald. Uit de studie van ECN blijkt dat de Belgische windparken, door windafvang, een negatieve invloed hebben op de energieopbrengst van ongeveer 4%. De windroos en de turbulentie zijn daarom gecorrigeerd voor de invloed van de (geplande) Belgische windparken. Bij de opbrengstberekeningen voor kavel II is alleen rekening gehouden met de realisatie van kavel I (en omgedraaid).

Tabel 12.3 Energieopbrengst en vermeden emissies kavel II

Alternatief	Netto energieopbrengst (MWh/jaar)	CO_2-reductie (ton/jaar)	NO_2-reductie (ton/jaar)	SO_2-reductie (ton/jaar)
Minimum alternatief (3 MW)	1.535.000	883.391	769	256
Maximum alternatief (8 MW)	1.494.000	859.795	749	250

Uit de bovenstaande tabel blijkt dat er weinig verschil zit in de energieopbrengst. De energieopbrengst van het minimumalternatief (117 turbines van 3 MW) is circa 3% hoger dan het maximumalternatief (44 turbines van 8 MW). Wel wordt deze energieopbrengst in het alternatief met 8 MW turbines met een aanzienlijk minder aantal turbines gerealiseerd. De bijdrage van het windpark aan de reductie van CO_2, NO_x en SO_2 is rechtevenredig met de netto energieopbrengst. De reductie is berekend aan de hand van het gemiddelde gebruik van brandstoffen bij elektriciteitscentrales (voornamelijk gas). Hierbij zijn de volgende kengetallen gehanteerd: 68,9 kg CO_2/GJ, 0,06 kg NO_x/GJ en 0,02 kg SO_2/GJ. Voor het rendement van elektriciteitscentrales is uitgegaan van 42,7%.

Benodigde energie voor productie, bouw, onderhoud en verwijdering

Het produceren, bouwen, onderhouden en verwijderen van een windturbine kost energie. In verschillende onderzoeken wordt gemeld dat de energie die hiervoor benodigd is in ongeveer 3 tot 6 maanden is terugverdiend. Voor de uitstoot van CO_2, NO_x en SO_2 is de terugverdientijd ongeveer tussen de 4 en 9 maanden (Das Grűne Emissionshaus, augustus 2003; http://guidedtour.windpower.org/en/tour/).

Bijdrage aan Nederlandse doelstelling voor duurzame energie

Het aandeel hernieuwbare energie in het totale energieverbruik bedroeg in 2013 4,5% (CBS, 2013). De Rijksoverheid wil het percentage duurzame energie laten groeien. De doelstelling voor 2020 bedraagt 14% duurzame energie, voor 2023 bedraagt deze 16%.

Voor het berekenen van de bijdrage van het windpark aan een duurzame energieproductie is uitgegaan van het verbruik in 2013. Toen bedroeg het landelijke energieverbruik 606.944 GWh (2.185 PJ, bron: CBS, 2013). Kavel II levert met een energieproductie van 1.535 GWh (3 MW turbine) een bijdrage van 0,25% aan een duurzame energieproductie. Dit is 1,81% van de doelstelling van 14% duurzame energie in 2020.

Het gemiddelde huishouden heeft een elektriciteitsverbruik van 3.500 KWh per jaar. Kavel II kan met een energieproductie van 1.535 GWH per jaar, circa 440.000 huishoudens van elektriciteit voorzien.

12.5 Effectbeoordeling

Zowel het minimum als maximum alternatief dragen goed bij aan de doelstelling voor duurzame energie in Nederland. Omdat beide alternatieven ongeveer dezelfde energieopbrengst genereren worden ze beide positief beoordeeld.

Tabel 12.4 Samenvatting effectbeoordeling

Beoordelingscriteria	Beoordeling	
	3 MW	10 MW
Energieopbrengst	++	++
Vermeden emissies	++	++

12.6 Cumulatie

Bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel I, III en IV), maar ook bij de bouw van windparken in de windenergiegebieden van Hollandse Kust, zal de productie van duurzame energie verder toenemen. De doelstelling voor deze gebieden bedraagt in totaal 3.500 MW aan windenergie. De positieve effecten van een duurzame energieproductie (minder emissies) nemen bij realisatie van deze doelstelling verder toe.

De realisatie van kavels I, III en IV zal leiden tot meer windafvang voor kavel II. De mate van windafvang is afhankelijk van de exacte invulling van deze kavels.

Bij het berekenen van de energieopbrengst is ervan uitgegaan dat alle geplande parken in België reeds gebouwd zijn, verdere windafvang vanuit Belgie zal dan ook niet plaatsvinden.

12.7 Mitigerende maatregelen

Er zijn alleen positieve effecten te verwachten op energieopbrengst en vermeden emissies. De noodzaak van mitigerende maatregelen zijn dan ook niet aanwezig. De initiatiefnemers zullen in het kader van de subsidietender een minimaal aantal MW's moeten realiseren. Daarbij zullen ze de energieopbrengst maximeren in relatie tot de kosten, om zo de kosten per MWh zo laag mogelijk te houden en daarmee de kans op het winnen van de tender te vergroten. Hierdoor wordt het maximeren van de energieopbrengst (en daarmee de vermeden emissies) gestimuleerd.

12.8 Leemten in kennis

De windafvang vanuit België en vanuit de overige kavels binnen windenergiegebied Borssele kan exact berekend worden nadat de exacte opstellingen van die windparken bekend zijn. Verwacht wordt echter dat de berekeningen in dit hoofdstuk een goede indicatie geven. Voor het aspect energieopbrengst en vermeden emissies zijn verder geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

13 Afweging

13.1 Inleiding

Dit hoofdstuk betreft de afweging. In paragraaf 13.2 worden kort het wettelijk kader aangegeven waaraan de bevindingen van de effectbeoordeling in de voorgaande hoofdstukken getoetst zijn. Paragraaf 13.3 geeft een overzicht van de uitkomsten milieubeoordeling. In paragraaf 13.4 wordt ingegaan op cumulatie van effecten, paragraaf 13.5 benoemt innovatie een 13.6 geeft mogelijke mitigerende maatregelen weer. In paragraaf 13.7 wordt het voorkeursalternatief beschreven. Het voorkeursalternatief bestaat in dit MER uit een aangepaste bandbreedte die gehanteerd kan worden in het kavelbesluit. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een paragraaf over leemten in kennis en informatie (13.8) en een paragraaf over een voorstel voor de opzet van een monitorings- en evaluatieplan (13.9).

13.2 Toetsing aan wettelijk kader

Enige sterfte van vogels en afname van populaties zeezoogdieren zijn niet op voorhand uit te sluiten. Door middel van de Wet windenergie op zee wordt de toets die ingevolge de Natuurbeschermingswet 1998 en Flora- en faunawet dient te worden uitgevoerd, geïntegreerd in het kavelbesluit. Het bevoegd gezag beschikt middels artikel 7 Wet windenergie op zee over een vrijstellingsbevoegdheid in het kader van de flora en faunawet. Ten behoeve van de toetsing aan de Natuurbeschermingswet 1998 is een Passende Beoordeling uitgevoerd.

Overige wet- en regelgeving is waar relevant besproken in de diverse aspectenhoofdstukken en waar nodig vertaalt naar concrete normen. Bijvoorbeeld de normstelling binnen ASOBANS is gehanteerd om een maat voor aanvaardbare populatiereductie te bepalen voor bruinvissen in het hoofdstuk onderwaterleven. Bepalingen ten aanzien van EHS zijn niet van toepassing; EHS ligt namelijk binnen de 12 nautische mijl terwijl windenergie gebied Borssele geheel buiten de 12 nautische mijl ligt.

13.3 Effecten binnen de bandbreedte

In voorgaande hoofdstukken zijn de alternatieven ten opzichte van de referentiesituatie beschouwd en beoordeeld. In deze paragraaf worden de effecten binnen de alternatieven samengevat. De alternatieven bestaan in dit MER uit de uitersten per aspect die binnen de bandbreedte mogelijk zijn. Het gaat er in dit MER niet om een keuze voor één van beide alternatieven te maken, maar om na te gaan wat de effecten zijn die kunnen optreden bij windparken die binnen de bandbreedte aangelegd worden.

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria weer. Hierbij is uitgegaan van een 7 puntenschaal (inclusies marginale effecten: 0/- en 0/+) zoals gehanteerd in de hoofdstukken met de effectbeschrijving en -beoordeling. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken. Het betreft een samenvatting van de effectbeoordeling, de omschrijving van de beoordelingscriteria is hiervoor vereenvoudigd. Deze tabellen geven geen gewicht mee aan de scores.
In dit MER is een bandbreedte beoordeeld op milieueffecten. Voor zover mogelijk in het kader van het MER is onderzocht wat de maximale bandbreedte is, waarbinnen de effecten zich kunnen voordoen. In dit licht is onderzocht wat de *worst case* en de *best case* situatie is per aspect. Deze kunnen per aspect verschillend zijn.

13.3.1 Vogels en vleermuizen

Tabel 13.1 Beoordeling effecten vogels en vleermuizen

Het alternatief met 35 x 10 MW turbines en een rotordiameter van 221 meter is het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, vanwege het geringere aantal aanvaringsslachtoffers in vergelijking met de andere alternatieven. De *worst case* situatie is het alternatief met 117 x 3 MW turbines en een rotordiameter van 121 meter.

Beoordelingscriteria	Alternatief 1 117 x 3 MW turbines tiplaagte 25 m, rotordiameter 100 m en 121 m	Alternatief 2 35 x 10 MW turbines tiplaagte 30 m, rotordiameter 220 m
Aanlegfase vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Gebruiksfase vogels		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Kolonievogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Verwijderingsfase vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Vleermuizen		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-

13.3.2 Onderwaterleven

Tabel 13.2 Beoordeling effecten onderwaterleven

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines Hei-energie: 1.000 kJ 1 turbinelocatie per dag	35 x10 MW turbines Hei-energie: 3.000 kJ 1 turbinelocatie per dag
Effecten bij aanleg, gebruik en verwijdering op: - Biodiversiteit - Recruitment - Dichtheden/biomassa - Bijzondere soorten	*Bodemdieren* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Bodemverstoring - Straling - Verandering visserij *Vissen* - Ruimtebeslag - Verandering substraat - Geluid/trillingen - Vertroebeling - Straling - Verandering visserij	 0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ - 0 0 0/+	 0/- + 0 0 0/- 0 0/+ 0/- 0/+ 0/- 0 0 0/+
Zeezoogdieren Aanleg - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen - Fysieke aantasting	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Dierverstoringsdagen - Aantal aangetaste dieren - Populatie-effecten (Noordzee)	- - -- - - 0/-	. - - -- - 0/-
Gebruik - Verstoring door geluid en trillingen turbines - Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren - Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren	0 0 0 0	0 0 0 0
Verwijdering - Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen	- Verstoord oppervlak (km^2) - Aantal verstoorde dieren	0/- 0/-	0/- 0/-

Voor wat betreft de effecten als gevolg van geluid, blijkt voor zeezoogdieren alternatief 1 (35 x 10 MW turbines) de *best case* te zijn. Dit vanwege de kortere duur van verstoring in vergelijking met alternatief 2 (117 x 3 MW turbines); deze kortere duur weegt per saldo positief op tegen de hogere hei-energie. De effecten voor bruinvissen kunnen, indien toepassing wordt gegeven aan de worst case, sterk negatief zijn. In dit scenario zal populatiereductie van bruinvissen groter zijn dan als toelaatbaar wordt geacht in het Kader Ecologie en Cumulatie. Door toepassing van mitigerende maatregelen is dit effect te beperken tot onder deze drempelwaarde (zie paragraaf 13.6). Voor wat betreft bodemdieren en vissen zijn de effecten zeer gering van omvang.

13.3.3 Scheepvaart en veiligheid

Tabel 13.3 Beoordeling effecten scheepvaart en veiligheid

Beoordelings-criteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines *Jacket*-fundering met diameter 15 m Scenario 1: openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)	35 x 10 MW turbines Monopaal-fundering met diameter 10 m Scenario 2: niet openstellen windpark voor medegebruik en doorvaart (schepen < 24 m)
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving	0/-	0
	Gevolgschade van aanvaring of aandrijving	0	0
Scheepvaart	Wijziging in routestructuur	0	0
	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0	0

Uit hoofdstuk 8 blijkt dat voor alternatief 1 (K2_3MW) de kansen hoger zijn dan voor alternatief 2 (K2_10MW). Dit komt vooral door het grotere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor alternatief K2_3MW is 0.073991 per jaar (eens in de 13,5 jaar). Dit is bijna vier keer zo groot dan bij alternatief K2_10MW. Voor wat betreft scheepvaart en veiligheid is alternatief 1 de *worst case* en alternatief 2 de *best case*.

13.3.4 Geologie en hydrologie

Tabel 13.4 Beoordeling effecten geologie en hydrologie

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		een 10 MW turbine op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosiebescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter	een 3 MW turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.
- Effect op golven	- Kwalitatief en kwantitatief	0	0
- Effect op waterbeweging (waterstand/stroming)		0	0
- Effect op waterdiepte en bodemvormen		0	0
- Effect op bodemsamenstelling		0	0
- Effect op troebelheid en waterkwaliteit		0	0
- Effect op sedimenttransport		0	0
- Effect op kustveiligheid		0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, exploitatie, verwijdering en onderhoud van het windpark zijn lokaal, beperkt van omvang en tijdelijk van aard. Beide alternatieven verschillen hierin nauwelijks en zijn derhalve nagenoeg gelijk.

13.3.5 Landschap

Tabel 13.5 Beoordeling effecten landschap

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW turbines Max. tiphoogte 125	35 x 10 MW turbines Max. tiphoogte 250 m
- Zichtbaarheid in percentage van de tijd - Interpretatie zichtbaarheid aan de hand van fotovisualisaties	- Kwalitatief (op basis van fotovisualisaties) en kwantitatief (% zichtbaarheid in de tijd)	0/-	0/-

Beide alternatieven scoren hetzelfde, want voornamelijk de meteorologische omstandigheden bepalen de zichtbaarheid van het windpark en de afmeting van de turbines is daardoor minder relevant. De grote turbines zijn op een afstand van 42 kilometer of meer nog wel incidenteel zichtbaar, de kleinste turbines niet meer. Dit verschil in effect wordt echter zo klein ingeschat vanwege het feit dat de meteorologische omstandigheden veelal de zichtbaarheid op een dergelijke grote afstand beperken, dat dit geen duidelijk onderscheid betekent in *best* of *worst case*.

13.3.6 Overige gebruiksfuncties

Tabel 13.6 Beoordeling effecten overige gebruiksfuncties

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	**Alternatief 2**
		117 x 3 MW windturbines (tiphoogte 130 m) op een gravity based fundatie met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.	35 x 10 MW windturbines (tiphoogte 250 m) op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosie-bescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Olie- en gaswinning	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
	Interferentie Kustwacht	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortgebieden	0	0
Scheeps- en luchtvaartradar	Schaduwwerking	0	0
	Multipath / Bouncing	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring kabelverbindingen	0	0
	Verstoring straalpaden	0	0
Munitiestortgebieden en militaire gebieden	Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden	0	0
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en ar-	Aantasting archeologische	0	0

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling	
		Alternatief 1	Alternatief 2
		117 x 3 MW windturbines (tiphoogte 130 m) op een gravity based fundatie met een doorsnede van 25 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.	35 x 10 MW windturbines (tiphoogte 250 m) op een tripile/tripod fundering met 3 funderingspalen met een doorsnede van 4 meter. Erosie-bescherming (stortstenen): vijf maal de paaldiameter.
cheologie	resten		
Mosselzaadinvanginstallaties	Beperkingen mosselzaadinvanginstallaties	0	0
Windparken	Beïnvloeding windparken	0/-	0/-

Uit de effectbeschrijving uit hoofdstuk 11 blijkt dat er nauwelijks effecten optreden ten aanzien van reeds aanwezige gebruiksfuncties. Dit komt deels doordat bij de locatiekeuze rekening is gehouden met de aanwezige gebruiksfuncties. Bij de gebruiksfuncties visserij, zandwinning, scheeps- en luchtvaartradar en cultuurhistorie & archeologie is sprake van (zeer) geringe effecten in de vorm van ruimteverlies (visserij, zandwinning), aantasting (archeologie) of beïnvloeding (scheepsradar). De effecten worden gezien de geringe omvang neutraal beoordeeld en de alternatieven verschillen niet.

13.3.7 Elektriciteitsopbrengst

Tabel 13.7 Beoordeling effecten elektriciteitsopbrengst

Beoordelingscriteria	Beoordeling	
	Alternatief 1	Alternatief 2
	117 x 3 MW turbines	35 x 10 MW turbines
Energieopbrengst	++	++
Vermeden emissies	++	++

Voor het bepalen van de elektriciteitsopbrengst zijn berekeningen uitgevoerd met een tweetal turbines waarvoor gegevens beschikbaar zijn en die wat betreft grootte zo ver mogelijk uit elkaar liggen. Uit deze berekeningen komt vrijwel geen verschil in opbrengst naar voren. Beide alternatieven verschillen nauwelijks qua elektriciteitsproductie en vermeden emissies. Hierbij kan aangetekend worden dat dit niet wil zeggen dat alle turbinetypes gelijk zullen scoren, ook al is het opgestelde vermogen telkens 350 MW (uitgangspunt inrichting kavel). Turbines die relatief grote rotoren hebben (dus een laag aantal Wm^2) zullen meer energie opwekken dan turbines met een relatief kleine rotor. Daarbij speelt ook de onderlinge windafvang en de windafvang van de Belgische parken een rol. Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor het beste scoren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

13.4 Cumulatie

In de volgende tabel is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Tabel 13.9 Overzicht cumulatieve effecten kavel II Borssele

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
Vogels en Vleermuizen	Overschrijding van de PBR voor grote en kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw is niet uit	Mitigerende maatregelen zijn te treffen om wel acceptabele effecten te bereiken (zie paragraaf 13.7).

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
	te sluiten	
Zeezoogdieren	Effecten op de GSI kunnen niet worden uitgesloten	Mitigerende maatregelen zijn te treffen om wel acceptabele effecten te bereiken (zie paragraaf 13.7).
Scheepvaart en veiligheid	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen leiden tot andere effecten op scheepvaart en veiligheid	Geen gevolgen kavelbesluit. Het cumulatieve effect van andere windparken op de verkeersveiligheid is, in tegenstelling tot eerdere veiligheidsstudies, niet apart inzichtelijk gemaakt, maar is als basissituatie beschouwd. De nieuwe routestructuur die vanaf 1 augustus 2013 van kracht is geworden, houdt namelijk al rekening met toekomstige windparken. Het cumulatieve effect dat deze toekomstige windparken kunnen hebben op de scheepvaartroutes, wordt dus al opgevangen door de nieuwe routestructuur. Tevens is in de berekeningen voor kavel II gecumuleerd over kavels I, III en IV; de routestructuur voor kavel II verandert niet als kavels I, III en IV ook worden meegenomen. Door het windenergiegebied Borssele ontstaat mogelijk een corridor ten gevolge van de aanwezige onderhoudszones voor (netaansluitings)kabels waarvan het al dan niet mogelijk maken van doorvaart wordt overwogen. Een aparte studie naar de veiligheidseffecten wordt hiervoor uitgevoerd.
Geologie en hydrologie	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen ook leiden tot effecten op geologie en hydrologie	Geen, bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel 1, 3 en 4) zullen nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten optreden. Dat betekent dat er geen sprake is van cumulatie, ook niet met andere activiteiten en andere verder weg gelegen windparken.
Landschap	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele hebben tevens invloed op de zichtbaarheid van windturbines vanaf het strand.	Geen, de inbeslagname van de horizontale beeldhoek door windturbines zal toenemen bij de ontwikkeling van deze windturbines ten opzichte van de huidige situatie. De afstand tot de kust van deze windturbines is over het algemeen dermate groot, dat de meteorologische omstandigheden de zichtbaarheid van de windturbines drastisch beperken. De kortste afstand tussen de offshore windturbines en het strand bedraagt 24 kilometer. Op deze afstand is een windpark in de zomerperiode gemiddeld overdag 27,2% van de tijd zichtbaar. De meeste windparken liggen verder van het strand af en zijn daardoor gemiddeld een kleiner percentage van de tijd zichtbaar. Naast windparken zijn ook tal van schepen zichtbaar aan de horizon.
Overige gebruiksfuncties	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele hebben tevens invloed op overige gebruiksfuncties.	Geen, bij de verdere invulling van windenergiegebied Borssele (kavel I, III en IV) wordt het totale ruimtebeslag groter waardoor een groter gebied verloren gaat voor de visserij. In totaal gaat circa 0,6% van het bevisbare oppervlak van het NCP verloren. Het gebied dat verloren gaat voor de visserij betreft relatief goede visgronden, waardoor in cumulatie sprake is van beperkte negatieve effecten voor de visserij. Door het grotere aantal turbines wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast. Voor recreatie en toerisme heeft de verdere invulling van windenergiegebied Borssele beperkte gevolgen omdat de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust. Voor vaartuigen die vanuit Zeeland de oversteek naar Engeland willen maken betekent de aanvullende realisatie van kavel I extra omvaren. Kavel III en IV leiden niet tot nog meer omvaren omdat deze kavels ten westen van kavel I en II liggen. Het Belgische windenergiegebied leidt waarschijnlijk nauwelijks tot extra omvaren omdat het

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen voor kavelbelsuit
		Belgische windenergiegebied direct ten zuidwesten van windenergiegebied Borssele ligt. Door het windenergiegebied Borssele ontstaat mogelijk een corridor ten gevolge van de aanwezige onderhoudszones voor (netaansluitings)kabels waarvan het al dan niet mogelijk maken van doorvaart wordt overwogen. Indien een doorvaartbare corridor wordt gerealiseerd vermindert dat het omvaren.
Elektriciteitsopbrengst	Windparken in België en in de overige kavels in windgebied Borssele kunnen wind afvangen	Geen, de realisatie van kavels I, III en IV zal leiden tot meer windafvang voor kavel II. De mate van windafvang is afhankelijk van de exacte invulling van deze kavels. Bij het berekenen van de energieopbrengst is ervan uitgegaan dat alle geplande parken in België reeds gebouwd zijn, verdere windafvang vanuit België zal dan ook niet plaatsvinden.

13.5 Innovatie

De beschouwde bandbreedte in het MER is dermate ruim dat alle relevante innovatie-opties binnen deze bandbreedte gerealiseerd kunnen worden. Innovatie wordt dan ook niet separaat beschouwd. In een aantal gevallen komen innovatieve oplossingen –weliswaar niet als zodanig expliciet benoemd- aan de orde bij mitigerende maatregelen.

13.6 Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat vrijwel bij elk aspect voldaan kan worden aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van effecten op vogels en bruinvissen zijn mitigerende maatregelen noodzakelijk. Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke effecten kunnen worden gemitigeerd door middel van de volgende maatregelen:

Tabel 13.10 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mitigerende maatregel
Vogels en vleermuizen	Aanvaring/verstoring	• Stilzetten bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde gestuwde trek • Cut-in windspeed verhogen (t.b.v. vleermuizen) in relevant seizoen en tijdstip van de dag (schemering). • Maximale tiplaagte verhogen • Grotere afmetingen van turbines (verhogen van de ondergrens van de bandbreedte (groter dan 3 MW)) • zo klein mogelijk oppervlak windpark (minste habitatverlies)
Zeezoogdieren	Verstoring en daarmee gepaard gaande populatiereductie; PTS	• Beperken van de aanlegperiode • Gebruik maken van ‘Slow start’ en ‘Acoustic Deterrent Devices’ (ADD’s) • Maximaal toelaatbaar geluidniveau (bijv. 160 dB op 750 meter afstand (Duitse norm))
Scheepvaart en veilig-	Aandrijving	• Gebruik maken van het Automatic Identifi-

Aspect	Effect	Mitigerende maatregel
heid		cation System (AIS) • Inzetten van een Emergency Towing Vessel
Geologie en hydrologie	-	-
Landschap	-	-
Overige gebruiksfuncties	Omvaren voor visserij (en overige scheepvaart)	• corridor door windenergiegebied Borssele openstellen voor schepen waardoor de vaartijd naar visgronden (en overige bestemmingen) wordt beperkt.
	Aantasting archeologische waarden	• de locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologische object te ontwijken.
Elektriciteitsopbrengst	-	-

Een aantal maatregelen zal in ieder geval uitgevoerd worden, zoals het gebruik maken van een ‘slow start’ en ADD’s, het opnemen van de activiteiten van de aanleg in de ‘Berichtgeving aan Zeevarenden’ en het stilzetten van de windturbines ten tijde van SAR-operaties. Voor de overige mitigerende maatregelen is nog niet bepaald of en in welke mate deze worden toegepast. In het kavelbesluit wordt opgenomen welke maatregelen genomen worden.

13.7 Keuze voorkeursbandbreedte

13.7.1 Aspecten die de bandbreedte niet inperken

Voor wat betreft de volgende aspecten zijn er in dit MER geen belemmeringen naar voren gekomen die de bandbreedte inperken:
- Scheepvaart en veiligheid;
- Geologie en hydrologie;
- Landschap;
- Overige gebruiksfuncties;
- Elektriciteitsopbrengst.

Dat is wel het geval bij vogels en vleermuizen en onderwaterleven.

13.7.2 Aspecten die de bandbreedte wel inperken

Maatregelen die de bandbreedte inperken en die getroffen worden om tot een benodigde vermindering van effecten te komen zijn:

Vogels en vleermuizen
- De ondergrens van de toe te passen turbines wordt verhoogd van 3 MW naar een nog nader te bepalen vermogen van 4 tot 6 MW per turbine.
- Stilstandvoorziening 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 tussen 4 tot 6 m/s in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen (augustus tot en met september).

Onderwaterleven
- De geluidsproductie tijdens heien begrenzen tot een nader te bepalen maximale waarde tussen 160 en 168 dB re μPa^2s op 750 meter.

13.7.3 Conclusie

Het kavelbesluit dient de voorkeursbandbreedte mogelijk te maken. Deze bandbreedte is ten opzichte van de bandbreedte waar dit MER mee aanving, aangescherpt als gevolg van effecten op vogels en vleermuizen en onderwaterleven.

13.8 Leemten in kennis

13.8.1 Inleiding

De ontwikkeling van offshore windparken heeft een korte relatief geschiedenis. Inmiddels zijn de eerste monitoringsevaluaties bekend van onder andere offshore parken in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het betreft resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Zekerheid over de effecten op lange termijn kan hiermee nog niet geboden worden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel II beperken. Er blijven onzekerheden bestaan over de effecten, onder meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van offshore windenergie; in brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden. In deze paragraaf worden leemten in kennis toegelicht die relevant zijn in het kader van dit MER. Achtereenvolgens worden de leemten in kennis beschreven ten aanzien van de effectinschatting op vogels, onderwaterleven, morfologie en hydrologie, scheepvaart en overige gebruiksfuncties.

13.8.2 Vogels en vleermuizen

Lokale vogels

In het algemeen is de kennis van de verspreiding van zeevogels op zee in het opzicht van ruimte en tijd nog onvolledig.

Trekvogels
Algemeen is de kennis van het tijdsbeslag en de ruimtelijke omvang van de vogeltrek nog onvolledig. Het gebrek aan representatieve gegevens hangt samen met het vaak moeilijk toegankelijke leefgebied en het ontbreken van gestandaardiseerde telmethodes. Er bestaan aanwijzingen voor verschillende trekroutes in het Noordzeegebied. Kwantitatieve data
hierover, hoe groot het aandeel van deze trekroutes is op de trek in zijn geheel ontbreken, evenals data over trekdichtheden in de verschillende gedeeltes van de Noordzee.

13.8.3 Onderwaterleven

Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend.

Zeezoogdieren

Leemten in kennis doen zich voor ten aanzien van aspecten als verspreiding en voorkomen van zeezoogdieren, migratiepatronen, drempelwaarden voor TTS, PTS en vermijding, gedragsreacties als gevolg van onderwatergeluid en foerageergedrag. Modelberekeningen van de verspreiding van onderwatergeluid in combinatie met drempelwaarden die afgeleid zijn uit verschillende studies voorspellen het optreden van vermijding, TTS en PTS bij zeezoogdieren. Nader onderzoek in de vorm van monitoring in het veld, aanvullend laboratoriumonderzoek en verdere modelontwikkeling is nodig om de leemten in kennis aan te vullen.

Vissen
Specifieke kennisleemten met betrekking tot windparken bestaan vooral ten aanzien van soort en omvang van veranderingen van de visfauna op de langere termijn als gevolg van het instellen van beperkingen voor de visserij en het aanbrengen van hardsubstraat.

13.8.4 Scheepvaart en veiligheid
Voor het aspect scheepvaart en veiligheid zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

13.8.5 Geologie en hydrologie
Voor het aspect geologie en hydrologie zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

13.8.6 Landschap
Er zijn geen leemten in kennis en informatie voor wat het aspect landschap.

13.8.7 Overige gebruiksfuncties
Voor het aspect overige gebruiksfuncties zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

13.8.8 Elektriciteitsopbrengst
De windafvang vanuit België en vanuit de overige kavels binnen windenergiegebied Borssele kan vrij goed berekend worden nadat de exacte opstellingen van die windparken bekend zijn. Verwacht wordt dat de berekeningen in dit MER een goede indicatie geven. Voor het aspect energieopbrengst en vermeden emissies zijn verder geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de besluitvorming.

13.8.9 Conclusie
De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel II in windgebied Borssele. De inschatting is dan ook dat een kavelbesluit genomen kan worden, ondanks de bestaande leemten in kennis en onzekerheden. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt door middel van dit MER.

13.9 Opzet voor monitorings- en evaluatieplan

Onderstaand wordt een aanzet gegeven voor de opzet van een monitorings- en evaluatieprogramma (MEP). Bij de besluitvorming zal worden aangegeven op welke wijze en op welke termijn een evaluatieonderzoek zal moeten worden verricht. Dit evaluatieonderzoek heeft tot doel om enerzijds de voorspelde effecten te vergelijken met de daadwerkelijk optredende effecten en anderzijds te beoordelen in hoeverre de geconstateerde leemten in kennis waar nodig zijn ingevuld.

In zijn algemeenheid is het monitorings- en evaluatieprogramma nodig om de kennis te verbeteren over de effecten die windparken op het natuurlijke milieu hebben. Het onderzoek dient wetenschappelijk verantwoord opgezet te worden (transparant en herhaalbaar, met gebruik van controlegroepen, voldoende grote steekproeven etc.) en statisch relevante uitspraken mogelijk te maken. Peer reviews en afstemming met andere lopende en op te zetten onderzoeken voor andere windparken of overige activiteiten dient plaats te vinden. Het is van belang dat het onderzoek voldoende flexibel wordt opgezet om bijsturing en aanpassing aan de resultaten van het eigen en ander onderzoek mogelijk te maken, en gericht te blijven op de meest relevante onderzoeksvragen. De cumulatieve effecten van overige windparken en andere ontwikkelingen verdienen speciale aandacht.

Met het monitoren dient ruim voor de aanvang van de bouw begonnen te worden om een referentietoestand te kunnen vastleggen die niet door het windpark is aangetast. Door monitoring voorafgaand, tijdens de bouw en tijdens het in gebruik zijn van het windpark, kunnen de verschillende gesignaleerde leemten in kennis mogelijk nader ingevuld worden.

Het monitoren dient tijdens de bouwfase en specifiek per milieuaspect in verschillende jaren tijdens de eerste bedrijfsfase te worden uitgevoerd om een langere termijn beeld te verkrijgen. Na de aanleg zal periodiek evaluatieonderzoek uitgevoerd dienen te worden. Over de exacte aard en opzet zal overleg dienen plaats te vinden met overheden, onderzoeksinstanties en waar mogelijk ook andere windparkinitiatiefnemers om zoveel mogelijk tegemoet te komen aan de leemten die in dit hoofdstuk aangestipt zijn. Specifiek zullen onderzoeksmethoden afgestemd dienen te worden. Over de bevindingen zal periodiek gerapporteerd, waarschijnlijk jaarlijks of tweejaarlijks, dienen te worden. Na ontmanteling is een eindonderzoek wenselijk om na te gaan of de ontmanteling conform vastgelegde bepalingen heeft plaatsgevonden.

Wat betreft de specifieke monitoringsonderwerpen dienen de verwachte wezenlijke effecten zoals in dit MER beschreven als uitgangspunt, naast de gesignaleerde leemten in kennis gelegd te worden. Gezien de verwachte negatieve effecten op zeezoogdieren van de aanleg van de funderingen van het windpark, verdient onderzoek dat gericht is op geluidsoverdracht, gedragsreacties en verwijdering van zeezoogdieren, bijzondere aandacht. Daarnaast is vogelonderzoek van belang gezien de aanvaringsslachters en de mogelijke verstoring en barrièrewerking van het windpark. In bijalge 10 is een aanzet voor een monitorings- en evaluatieprogramma (MEP) opgenomen dat richting kan geven aan het uiteindelijk vast te stellen monitoringsprogramma.

Literatuurlijst

Hoofstuk 1 t/m 6

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.

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 Reseach 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 herritage 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*. www.bats.org.uk.

Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.

Berrevoets, C.M., Arts, F.A. 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., Arts, F.A. 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., Arts, F.A. 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 Schaarse Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

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

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.

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 zeetrektellingen 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): 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 & 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.

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 aanvaringsslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonies op Texel in nieuwe offshore windparken in Nederland. Rapport 12-238. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burtion 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.

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.

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.

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.

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 aanvaringsslachtoffers. 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

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. Sovon. 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. Hüppop & 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.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., Krijgsveld, K.L., Poot, M.J.M. & Dirksen, S. in prep. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously meaured with vertical radar. Submitted in 2014.

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., Grémillet, D, and Furness, R.W. 1999 At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing nothern gannets Sula bassana: a case study in Shetland. Mar Ecol Prog Ser 185:93-99.

Garthe, S., Montevecchi, W.A., Chapdelaine, G., Rail, J.-F. and Hedd, A. 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., Montevecchi W.A., and Davoren G.K. 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.

Grémillet, D., Pichegru, L., Siorat, F., and Georges, J. 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.

Gruber, S. en G. Nehls. 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen, Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 35: 151-156.

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.

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.

Hamer, K.C., Phillips, R.A., Wanless S., Harris M.P. and Wood, A.G. 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., Phillips, R.A., Hill, J.K., Wanless, S. and Wood, A.G. 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., Lewis, S., Wanless, S., Phillips, R.A., Sherratt, T.N., Humphreys, E.M., Hennicke, J., and Garthe, S. 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., Humphreys, E.M., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Phillips, R.A., Harris, M.P. and Wanless, S. 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., Humphreys, E.M., Magalhães, M.C., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Skov, H, and Wanless, S. 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 an 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.

Jaspers Faijer, M. & P. van Dam 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

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

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 Unter-suchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Wind-energieanlagen. - 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

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., Boggio, S. 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 et al. 2012

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.

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.

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. 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. 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.

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.Lindeboom et al. 2011

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, Zoogdiervereniging & 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. 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.

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.

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.

Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe 2014. Effects of the alpaha 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.

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.

Natural England 2014. Site Improvement Plan – Alde / Ore Estuary. Download van http://publications.naturalengland.org.uk/publication/4884745984933888

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 th eHorns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

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

Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.

Platteeuw M. 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. Sula 5(1): 2-15.

Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden 1994. Zeetrektellingen in Nederland in de jaren tachtig. Sula 8(1/2, special issue): 1-203.

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

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

Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. Oikos 30: 224-272.

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.

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 uns Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesambt für Umwelt und Geologie.

Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (Nyctalus noctula). Arch. Neerlandaises de Zoologie 16: 423-439.

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.

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.

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., Rehfisch, 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.

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 & Bosman 1999

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 de 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 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.

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. Niermann & 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. Flevobericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. Journal of Applied Ecology 47: 487-497.Wakefield et al. 2013

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.

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.

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

Kamerstukken II, 2014/15, 34 058

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

EU, Stappenplan Energie 2050, december 2011

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

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, NWP1, december 2009

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Beleidsnota Noordzee, 2009

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, partiele 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, Noordzee 2050 Gebiedsagenda, 2014 (Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 24)

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, (ontwerp) NWP2, 2014 (Bijlage bij Kamerstukken II, 2014/15, 31710 nr. 35)

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, (ontwerp) Beleidsnota Noordzee 2016-2021, 2014 (Bijlage bij Kamerstukken II, 2014/15, 31710 nr. 35)

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

IMARES, vogelgevoeligheids- of vogelrisicokaart, 2010/2015

Energie Centrum Nederland, ECN-N-14-029, 15 oktober 2014

Crux, ediGEO en Gissense, Geological desk study, Windpark Borssele, 23072014

ECN, Quick scan wind farm efficiencies of the Borssele location, ECN-E--14-050, 2014

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

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

Ministerie van V&W, VROM en LNV (2009), Nationaal Waterplan 20092015, 22 december

Ministerie van V&W, VROM en LNV (2009), Beleidsnota Noordzee 20092015, 22 december

SER, Energieakkoord voor duurzame groei, 2013

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

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.

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

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

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.

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.

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

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 Letter 6 035101.

Taal, C. Bartelings, H. Beukers, R. Klok, A.J. Strietman, W.J. (2010) Visserij in Cijfers 2010, LEI Rapport 2010-057, Den Haag

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

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

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

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

Geelhoed, S. Scheidat, M. & Bemmelen, R. van (2013) Marine mammal surveys in Dutch waters in 2012. IMARES Wageningen UR report C038/13

Hoofdstuk 7

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.

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

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

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.

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.

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

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

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.

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.

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.

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.

Witbaard R., Lavaleye M.S.S., Duineveld G.C.A., Bergman M.J.N., 2013. Atlas of the mega-benthos (incl. small fish) on the Dutch Continental Shelf of the North Sea. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research. Report, 2013-4.

Hoofdstuk 8

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

(BSH, 2005)
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Abschlussberichts der Unterarbeits-gruppe "Parameter für Risikoanalysen". BSH 2005.

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

Van Schaijk & Koldenhof, 2015
Van Schaijk, L. & Y. Koldenhof. Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Borssele. Veiligheidsstudie voor Kavel 2. MARIN, maart 2015.

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

(Van der Tak, 2013)

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

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

Hoofdstuk 11

(Brown, 2005)
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.

(Bulder & Bot, 2015)
Bulder, B.H., & E.T.G. Bot. Q Quick scan of energy production and wake losses of the Borssele Wind Farm Zone including losses for nearby Belgian Wind Farms. ECN. March 2015.

(IDON, 2011)
Interdepartementale Directeurenoverleg Noordzee. Integraal Beheerplan Noordzee 2015, Herziening. November, 2011.

(Grontmij, 2008)
Grontmij. Offshore windpark Q10. Houten, 2008.

(Howerd & Brown, 2004)
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.

(Koninklijke Marine, 2008)
Koninklijke Marine, Dienst der Hydrografie. Officiële zeekaart voor kust- en binnenwate-ren, 1801 Noordzeekust De Panne tot Den Helder.

(REASeuro, 2014)
REASeuro. Site Studies Wind Farm Zone Borssele, Unexploded Ordnance (UXO) desk study, 2014.

(Taal et al. 2010)
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, 2001)
Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures. Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

(Van der Reijden, 2015)
Van der Reijden, K. Waardekaarten Borssele. Imares, januari 2015.

(Vestigia, 2014)
Vestigia. Wind Farm Zone Borssele, North Sea, the Netherlands. Risk assessment and recommendations based on an archaeological desk study. Amersfoort, 2014

Hoofdstuk 12

(Bulder et al. 2014)
Bulder, B.H., E.T.G. Bot, E. Wiggelinkhuizen, F.D.J. Nieuwenhout. Quick scan wind farm efficiencies of the Borssele location. ECN, June 2014.

(CBS, 2013)
Centraal Bureau voor de Statistiek. Hernieuwbare energie in Nederland 2013. Den Haag/Heerlen, 2014.

Verklarende woordenlijst

Alternatief
Andere wijze dan de voorgenomen activiteit om (in aanvaardbare mate) tegemoet te komen aan de doelstelling(en). De Wet milieubeheer schrijft voor, dat in een MER alleen alternatieven moeten worden beschouwd, die redelijkerwijs in de besluitvorming een rol kunnen spelen.

Ashoogte
De hoogte van de rotor-as, waaraan de rotorbladen van de windturbine zijn bevestigd, ten opzichte van het zeeniveau.

Autonome ontwikkeling
Veranderingen, die zich in het milieu zullen voltrekken als noch de voorgenomen activiteit, noch een van de alternatieven worden gerealiseerd. Zie ook ‘nulalternatief’ en ‘referentiesituatie’.

Bevoegd gezag
In het kader van de Wet milieubeheer en de Wet op de ruimtelijke ordening: één of meer overheidsinstanties die bevoegd zijn om over de activiteit van de initiatiefnemer het besluit te nemen waarvoor het Milieueffectrapport wordt opgesteld.

Commissie voor de milieueffectrapportage (Commissie voor de m.e.r.)
Commissie van onafhankelijke deskundigen die het bevoegd gezag adviseert over de gewenste inhoud van het milieueffectrapport (facultatief) en in een latere fase in het toetsingsadvies over de kwaliteit van het milieueffectrapport.

Mitigatie
Het verminderen van nadelige effecten (op het milieu) door het treffen van bepaalde maatregelen.

Milieueffectrapportage (m.e.r.)
De procedure van milieueffectrapportage; een hulpmiddel bij de besluitvorming, dat bestaat uit het maken, beoordelen en gebruiken van een milieueffectrapport en het evalueren achteraf van de gevolgen voor het milieu van de uitvoering van de activiteit waarvoor een milieueffectrapport is opgesteld.

MER
Milieueffectrapport. Een openbaar document waarin van een voorgenomen activiteit van redelijkerwijs in beschouwing te nemen alternatieven of varianten de te verwachten gevolgen voor het milieu in hun onderlinge samenhang op systematische en zo objectief mogelijke wijze worden beschreven.

MW
Megawatt = 1.000 kilowatt = 1.000 kW. kW is een eenheid van elektrisch vermogen.

Notitie R&D
Dit staat voor ‘notitie reikwijdte en detail(niveau)’. Deze notitie wordt vastgesteld op basis van de conceptnotitie reikwijdte en detail(niveau) (ook wel ‘startnotitie’ genoemd) en de daarop ontvangen zienswijzen, reacties en adviezen. Inhoudelijk geeft de notitie reikwijdte en detailniveau aan wat (reikwijdte) en met welke diepgang (detailniveau) onderzocht en beschreven dient te worden in het milieueffectrapport (het MER).

Nulalternatief of nulvariant
Bij dit alternatief wordt uitgegaan van de bestaande situatie en de autonome ontwikkeling. Dit alternatief dient als referentiekader voor de effectbeschrijving van de andere alternatieven.

Plangebied
Het gebied, waarbinnen de voorgenomen activiteit of een van de alternatieven kan worden gerealiseerd. Vergelijk: studiegebied.

Referentiesituatie
Zie 'Nulalternatief'.

Rotordiameter
De diameter van de denkbeeldige cirkel die door de rotorbladen (wieken) van de windturbine worden bestreken.

Studiegebied
Het gebied, waarbinnen de milieugevolgen dienen te worden beschouwd. De omvang van het studiegebied kan per milieuaspect verschillen. Vergelijk: plangebied.

Tiphoogte
Maat die voor windturbines wordt gebruikt om de maximale hoogte vanaf zeeniveau aan te geven wanneer een rotorblad verticaal staat. De tiphoogte is gelijk aan de ashoogte + halve rotordiameter.

Tiplaagte
Maat die voor windturbines wordt gebruikt om de minimale hoogte vanaf zeeniveau aan te geven wanneer een rotorblad verticaal staat. De tiphoogte is gelijk aan de ashoogte - halve rotordiameter.

Variant
Synoniem voor alternatief.

Wettelijke adviseurs
Adviseurs die geraadpleegd worden door het bevoegd gezag teneinde een advies te krijgen over het plan en het MER. Veelal gaat het hierbij om de Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed, het hoogheemraadschap en eventueel buurgemeenten en provincie(s).

Bijlage 1

Nadere omschrijving voornemen

1 Nadere omschrijving voornemen kavel II

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

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

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

Tabel 1.1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur

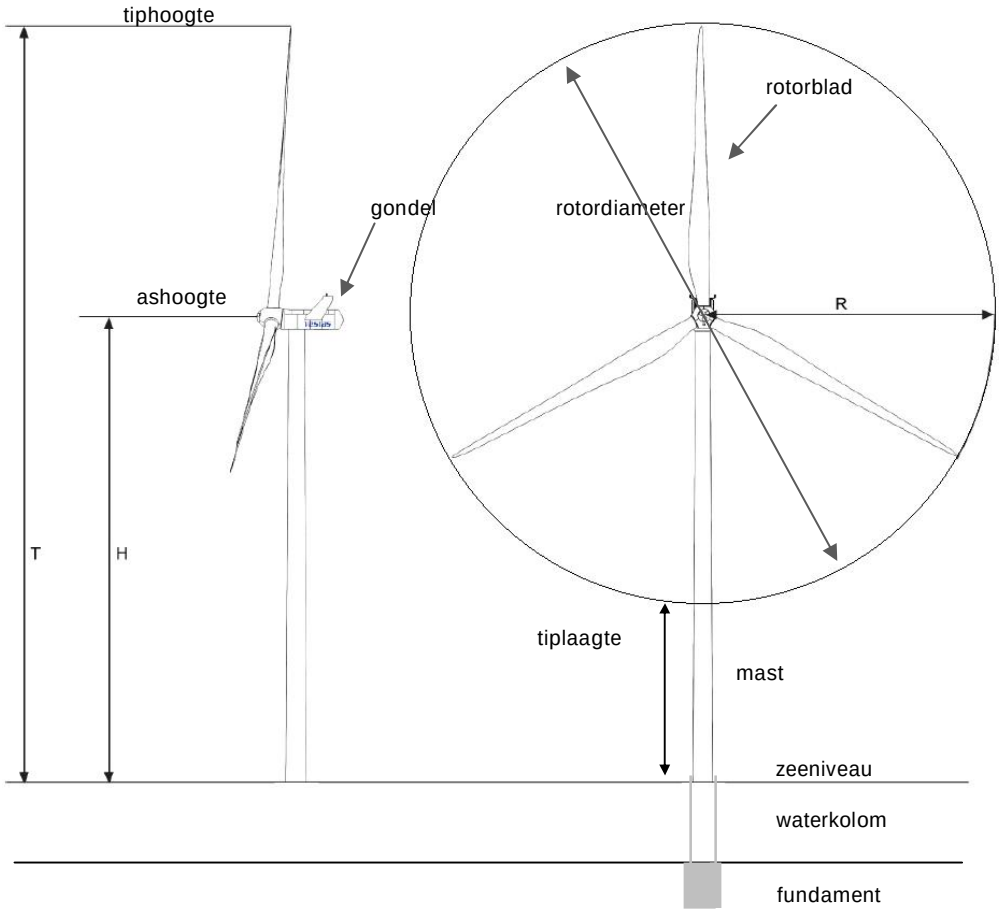
Onderwerp / variabele	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	3 – 10 MW
Tiphoogte individuele windturbines	125 – 250 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	100 – 220 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4x rotordiameter
Aantal 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 4 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: 15-20 meter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	33 kV of 66 kV

1.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 3 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 1.1 weergegeven.



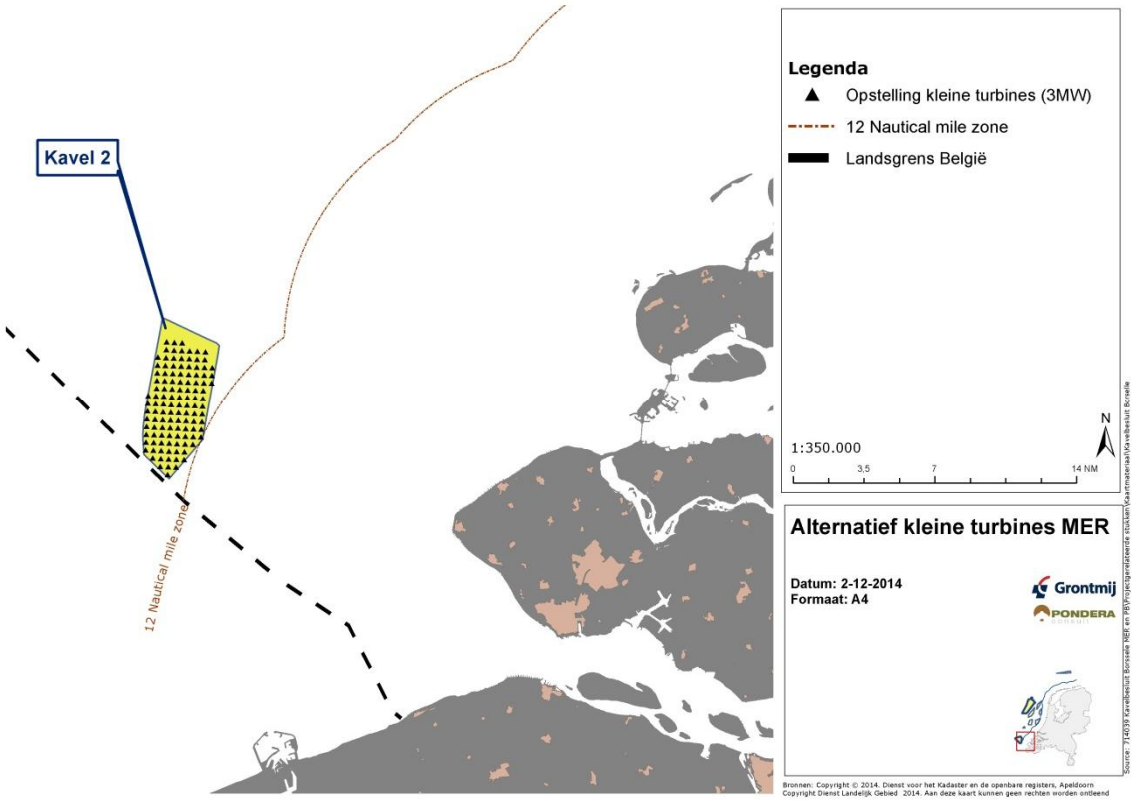
Figuur 1.1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011)

De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 1.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

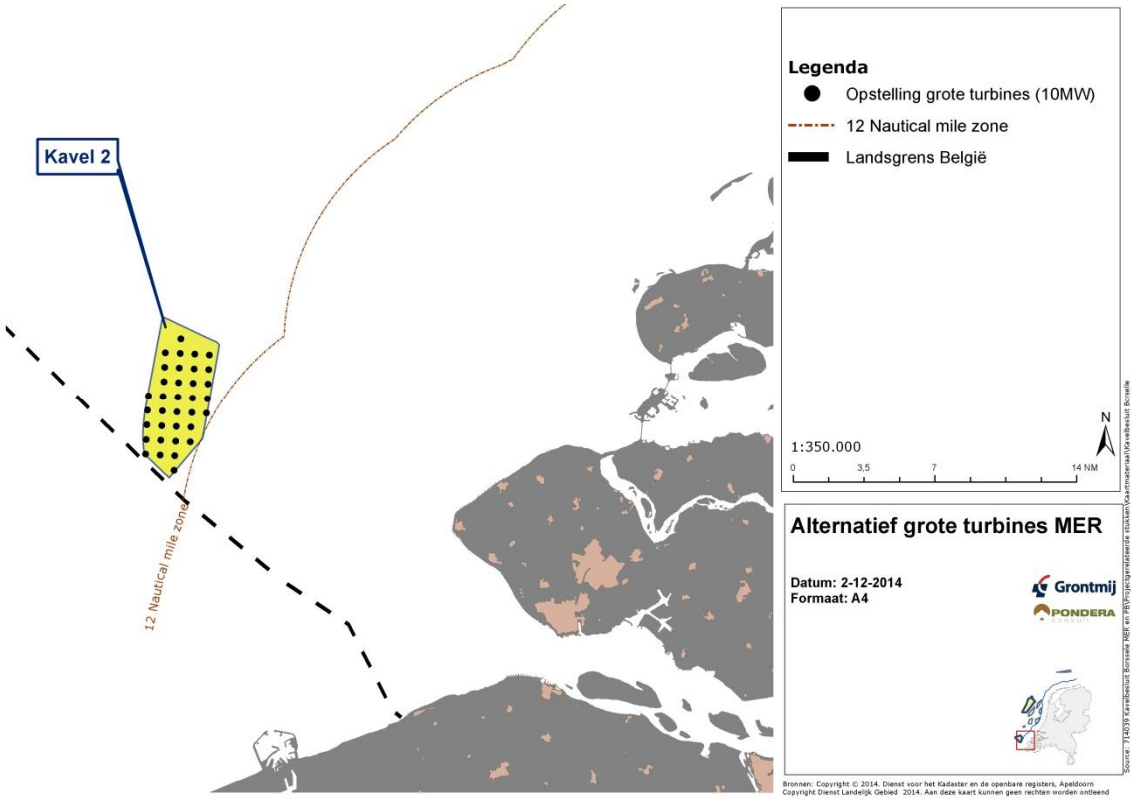
1.2 Turbineopstellingen

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 117 turbines van 3 MW en een opstelling van 35 turbines van 10 MW. Het uitgangspunt is namelijk 350 MW per kavel en deel je 350 door 3 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 dichterbij elkaar) en belasting op de turbines (windaanbod is minder

constant) minder wenselijk en hebben geen grote milieu-voordelen. Derhalve zijn niet-gelijkmatige opstellingen verder niet beschouwd.



Figuur 1.2 Opstelling met 117 turbines van 3 MW

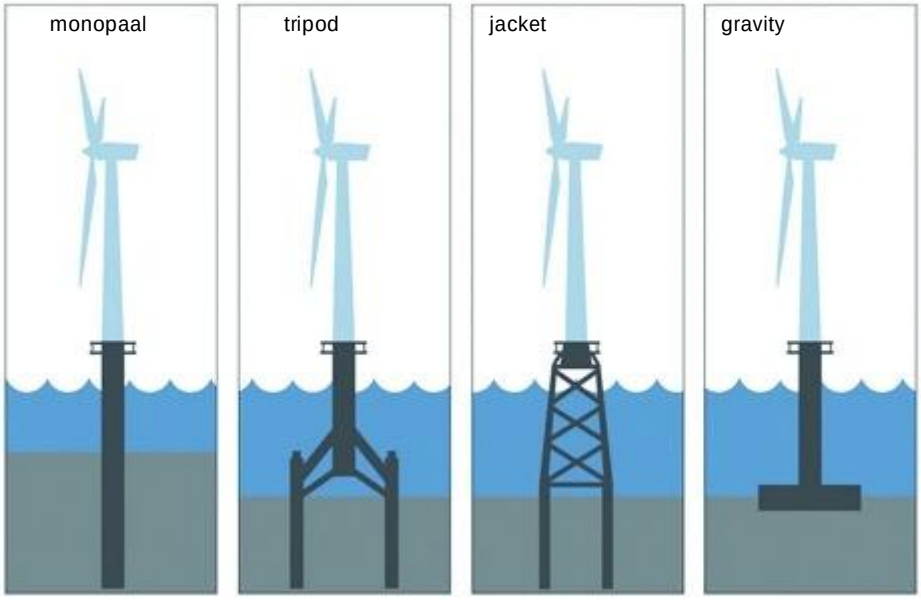


Figuur 1.3 Opstelling met 35 turbines van 10 MW

1.3 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 1.4, 1.5 en 1.6):

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



Figuur 1.4 Type funderingen[1]. Suction bucket en tripile worden later verbeeld.

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

1.3.1 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.

1.3.2 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.

1.3.3 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)

1.3.4 Tripile

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



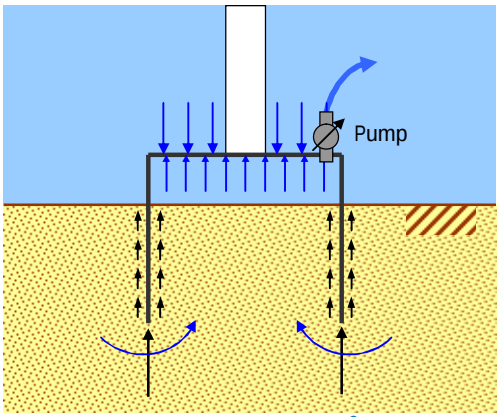
Figuur 1.5 Voorbeeld van een tripile fundatie[2]

1.3.5 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.

1.3.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 1.6). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd waardoor de bucket zich vastzuigt en in de bodem dringt. Bovenop de suction bucket wordt de turbinepaal gemonteerd.



Figuur 1.6 Suction bucket[3]

Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Deze verkeren echter anno 2015 nog in een testfase en zijn geschikt voor diepere wateren en daardoor voor Borssele minder reëel.

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

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

1.4 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.

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

1.4.2 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 heienergie is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid.

1.4.3 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 gegeneerd dan bij heien.

1.4.4 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.

1.5 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 kan uitgevoerd worden op een spanningsniveau van 33 kV of 66 kV. In het laatste geval zijn minder kabels nodig, omdat meer turbines op één kabel aangesloten kunnen worden. De uitvoering met 33 kV kabels zorgt daardoor voor meer bodemberoering.

1.6 Innovaties

De volgende innovaties worden in dit MER beschouwd op milieu-effecten. Deze innovaties vallen binnen de bandbreedte die in tabel 1.1 is aangegeven.

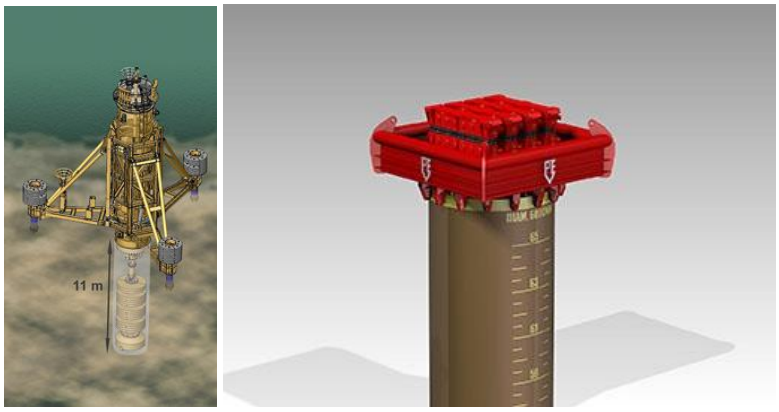
1.6.1 Getrilde en geboorde palen

Conventionele aanpak

In de huidige installatiepraktijk voor offshore windturbinefundaties worden funderingspalen meestal in de zeebodem geheid met behulp van hydraulisch aangedreven heihamers. Deze methode is effectief, maar levert hoge geluidsniveaus op, met potentieel schadelijke gevolgen voor het mariene milieu.

Alternatieve oplossingen

In plaats van het heien van funderingspalen tot de gewenste diepte, kunnen palen ook worden geïnstalleerd door te boren of door te trillen. Dit zijn echter nog geen alom toegepaste technieken waardoor deze als innovatief beschouwd worden.



Figuur 1.6 Links: boren / drilling[4]. Rechts; trillen / vibro-driving[5]

Boren

Een gat wordt geboord op de gewenste locatie door middel van een boor die vanaf een installatievaartuig wordt bediend. De paal kan vervolgens in het ontstane gat worden neergelaten. Een alternatieve aanpak kan worden gekozen door de paal met de onderkant op de zeebodem te plaatsen, waarna de boor in de paal wordt afgezakt. Een gat wordt geboord door de paal heen, terwijl de paal langzaam wordt neergelaten in de ontstane ruimte. Gedurende de booractiviteit wordt de paal verticaal gehouden met behulp van een uitlijningsgereedschap. Vervolgens wordt de paal verankerd in de bodem door grout (soort cement/beton) te injecteren tussen de paal en de omringende grond. Tijdens het uitharden moet de paal op zijn plaats gehouden worden om de verticaliteit van de paal te garanderen. Wanneer een funderingspaal wordt geïnstalleerd door middel van boren kunnen secundaire stalen onderdelen (bijvoorbeeld access systems) direct worden bevestigd aan de paal voorafgaand aan de installatie. Ook de flens waar de mast van de turbine op wordt gemonteerd kan direct worden bevestigd op de funderingspaal. In dat geval is geen transitiestuk nodig, waardoor het aantal handelingen offshore kan worden beperkt.

Een voordeel van het boren is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij het heien van funderingspalen. Ook vormt de mogelijke aanwezigheid van grote keien in de bodem een minder groot probleem voor de installatie dan bij het heien van palen.

[4] BSD 3000. Bron: Bauer Renewables ltd.

[5] Giant 2000M. Bron: ICE Vibro

Trillen

Een ander mogelijk alternatief is de funderingspaal de bodem in te trillen. Dit kan door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal. Deze apparaten hangen aan een kraan en trillen de funderingspaal de grond in. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Om deze handeling te kunnen uitvoeren, zijn specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie nodig. Deze zijn afhankelijk van de paalafmeting en de grondcondities. Voor palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast.

Het voordeel van trillen is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij het heien van de funderingspalen.

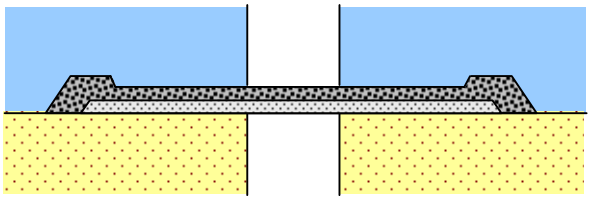
1.6.2 Erosiebescherming

Conventionele aanpak

Het installeren van een funderingspaal op zee resulteert in bodem-erosie in de directe omgeving van deze paal. Er is namelijk sprake van stroming rondom de funderingspaal en hierdoor verdwijnt zand van de bodem in de directe omgeving van de paal. Dit zand wordt meegenomen in de stroomversnelling die ontstaat rondom de funderingspaal. De diepte van het resulterende erosiegat (scour-gat) kan tot ongeveer 1,3 maal de diameter van de funderingspaal bedragen. De vorming van een scour-gat resulteert in een grotere ongesteunde lengte van de constructie en een kleinere ingebedde lengte van de funderingspaal. Dit doet afbreuk aan de stabiliteit van de fundering en dus de windturbine.

Om deze effecten te voorkomen wordt veelal gebruik gemaakt van erosiebescherming. Dit bestaat meestal uit stenen die rondom de funderingspaal worden gestort. Deze bescherming wordt vaak in twee lagen toegepast;

- een filterlaag om het zand op hun plaats te houden, en;
- een pantserlaag om de filterlaag te beschermen en op zijn plaats te houden.



Figuur 1.7 Conventionele erosiebescherming (in het midden de funderingspaal en daaromheen de erosiebescherming).

Het toepassen van deze erosiebescherming is duur, vanwege de aanvullende offshore handelingen die worden verricht. Daarnaast is het lastig om de erosiebescherming op de juiste plaats te krijgen.

Alternatieve oplossing

In plaats van het toepassen van erosiebescherming door middel van steenstortingen kunnen twee alternatieve oplossingen worden toegepast. De eerste gaat uit van het niet toepassen van erosiebescherming, terwijl de tweede oplossing poogt het proces van erosie te beïnvloeden en daardoor de vorming van een scourgat tegen te gaan.

Geen erosiebescherming

De oplossing van het niet toepassen van erosiebescherming is eenvoudig. Er is geen steenstorting nodig vòòr, tijdens of na het installatieproces. De vorming van een scourgat wordt toegelaten en de funderingspaal wordt zodanig ontworpen dat deze de additionele belastingen kan weerstaan en dat voldoende ingebedde lengte van de fundering gegarandeerd is wanneer het scourgat zich volledig ontwikkelt.

Het grootste voordeel van het niet toepassen van erosiebescherming is dat de kosten voor het steenstorten kunnen worden bespaard, zowel met betrekking tot de materiaalkosten als voor de offshore handelingen.

Alternatieve erosiebescherming
Bij de alternatieve erosiebescherming worden grote lappen met verticale stroken van flexibel materiaal rondom de funderingspaal geplaatst, waardoor een veld van “kunstmatig zeewier” wordt gevormd. De aanwezigheid van de stroken reduceert de snelheid van het water dat er tussendoor stroomt, waardoor gronddeeltje uit suspensie vallen en op de lappen tussen de stroken terechtkomen. Terwijl dit proces optreedt, komt er meer grond terecht op de lappen waardoor de gedeelten van de stroken die blootgesteld zijn aan de stroming steeds korter worden. Als gevolg daarvan worden de stroken minder effectief waardoor sommige gronddeeltjes weer door de stroming worden opgepakt van de zeebodem rondom de paal, waarbij het niveau van de zeebodem in de directe nabijheid van de paal weer daalt. Een dynamisch evenwicht volgt, wat leidt tot een min of meer stabiel niveau van de zeebodem rondom de paal.

De toepassing van alternatieve erosiebescherming is mogelijk goedkoper dan conventionele erosiebescherming.



Figuur 1.8 Links: geen erosiebescherming. Rechts: alternatieve erosiebescherming

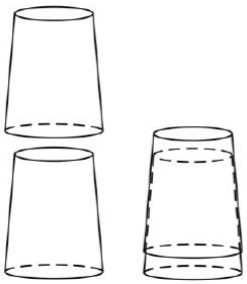
1.6.3 Slip-joint

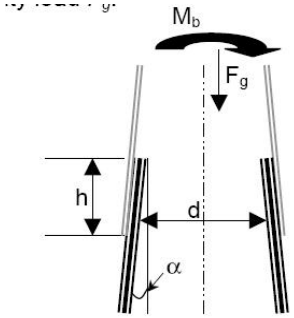
Conventionele aanpak
De huidige aanpak voor het aanbrengen van een verbinding tussen een transitiestuk en een reeds geïnstalleerde funderingspaal is door middel van een grout-verbinding. In deze installatieprocedure wordt het transitiestuk horizontaal uitgelijnd door het activeren van hydraulische krikken in het transitie stuk. Vervolgens wordt de ruimte tussen het transitiestuk en de funderingspaal opgevuld met grout. Om er zeker van te zijn dat afdoende hechting wordt gerealiseerd, wordt het transitiestuk 8 tot 12 uur op de plaats gehouden terwijl de grout uithardt. Na deze initiële periode kan het transitiestuk worden losgelaten, maar de grout moet nog 28 dagen uitharden voordat de volledige capaciteit van de verbinding kan worden benut.

In de afgelopen jaren is ontdekt dat transitiestukken in diverse offshore windparken enkele centimeters zijn gezakt ten opzichte van de funderingspalen, hetgeen aangeeft dat de groutverbinding onvoldoende axiale draagkracht bezit. In reactie hierop is in het kader van een Joint Industry Project (JIP) de aanbevolen ontwerp procedure voor grout-verbindingen met grote diameter herzien. Een van de aanbevelingen van dit JIP is dat de wanden van het transitiestuk en de funderingspaal ter plaatse van de groutverbinding een kleine hoek met de verticaal maken om zakking te voorkomen mocht de groutverbinding falen.

Alternatieve oplossing
Om de problemen die ontstaan met de grout-verbinding te omzeilen en om de tijd die benodigd is voor de installatie te verkorten, is een alternatieve oplossing voorgesteld als verbinding tussen het transitiestuk en de funderingspaal: de Slip-Joint. Een Slip-Joint bestaat uit twee conische delen, waarvan het bovenste deel vast zit aan het transitiestuk en het onderste aan de bovenkant van de funderingspaal. De conische delen maken een kleine hoek met de verticaal van ongeveer 1-2°. De afmetingen zijn zodanig gekozen dat het bovenste deel goed op het onderste past. De axiale belasting wordt overgedragen door een combinatie van wrijving ter plaat-

se van het contactoppervlak en door middel van hoepelspanning in de funderingspaal en het transitiestuk.





Figuur 1.9 Links: Slip-Joint principe: 2 omgekeerde bekers Rechts: Dwarsdoorsnede van een Slip-Joint

De Slip-Joint is geenszins een nieuw idee. Er is al een Slip-Joint geïnstalleerd op een operationele onshore wind turbine, onder andere bij Scheveningen. Deze 750 kW WindMaster turbine is sinds 1995 operationeel. Gedurende deze periode is er geen achteruitgang van de verbinding waargenomen.

Het voordeel van de slip-joint verbinding is dat er geen tijd nodig is voor het uitharden van de grout. Dit kan de installatieperiode verkorten. Ook voorkomt het gebruik van een slip-joint verbinding de problemen die bij een conventionele grout-verbinding kunnen optreden: de afname van de axiale draagkracht.

1.6.4 Kabelmonitoring

Ten behoeve van het bewaken van de conditie van de elektriciteitskabels van het windpark kan een signaal door de bestaande glasvezels in de kabels worden gestuurd. Aan de hand daarvan kunnen warmte en trillingen in de kabels worden gedetecteerd. Door vervolgens slimme meet- en regeltechnische hardware te plaatsen op bijvoorbeeld het hoogspanningsstation, kan het eventueel vrijhangen van de kabels worden gedetecteerd. Aan de hand van deze vroegtijdige informatie kan de kabel opnieuw worden ingegraven voordat deze bezwijkt door vrijhangen. Dit monitoringssysteem kan zodoende operationele kosten verlagen en zelfs voorkomen.

1.6.5 Productieoptimalisatie

Door het actief pitchen van bladen (het aanpassen van de hoek van de bladen ten opzichte van de wind) kan de productie per windturbine worden beïnvloed. Door bijvoorbeeld de eerste rij turbines iets uit de wind te draaien zal de productie verminderen maar ook het zog-effect kleiner worden. Hierdoor produceren de opvolgende rijen meer. In totaal kan zo de productie van het gehele windpark met 1 tot 2% worden opgeschroefd.

1.6.6 Slimme toegangssystemen

De conventionele step transfer kan vervangen worden door een slimmer systeem. Met als doel het verbeteren van de veiligheid en/of het verbeteren van de bereikbaarheid van de turbine. Door de hogere bereikbaarheid kunnen turbines eerder worden gerepareerd wanneer nodig en kan de elektriciteitsproductie van het park dus stijgen.

1.6.7 Suction Installed Wind Turbine (SIWT)

De belangrijkste voordelen van het monopile-concept zijn de relatief lage kosten voor fabricage en het feit dat er in de afgelopen jaren veel ervaring is opgedaan met betrekking tot het ontwerpen, fabriceren en installeren van monopiles. Belangrijke nadelen zijn de additionele offshore handelingen die moeten worden verricht tijdens de installatie van het transitiestuk en het geluid dat tijdens het heien van de funderingspaal wordt geproduceerd.

Alternatieve oplossing

Er is een alternatieve oplossing voor de monopile ontwikkeld: de “Suction Installed Wind Turbine” (SIWT). Dit concept maakt gebruik van een verticale kolom waarop een wind turbine wordt geïnstalleerd. Deze kolom wordt gesteund door twee schoor-elementen die ten opzichte van elkaar een hoek van 90° maken. In plaats van funderingspalen worden zuigankers met grote diameter, zogeheten “suction buckets”, gebruikt (zie paragraaf 1.4.4). In het originele concept wordt de wind turbine voor-geïnstalleerd op de sub-constructie en de gehele constructie wordt in een enkele procedure geïnstalleerd op de bestemde locatie. Het is eveneens mogelijk de constructie op een meer conventionele wijze te installeren en de windturbine pas te installeren als de sub-constructie op zijn plaats staat.

Het voordeel van deze oplossing is dat het een relatief slanke constructie betreft, die voor het grootste deel eenvoudig te fabriceren is. Er dienen slechts een beperkt aantal verbindingen te worden geproduceerd, waardoor kosten worden bespaard in fabricage. Daarnaast is de procedure geluidsarm, aangezien niet geheid hoeft te worden.

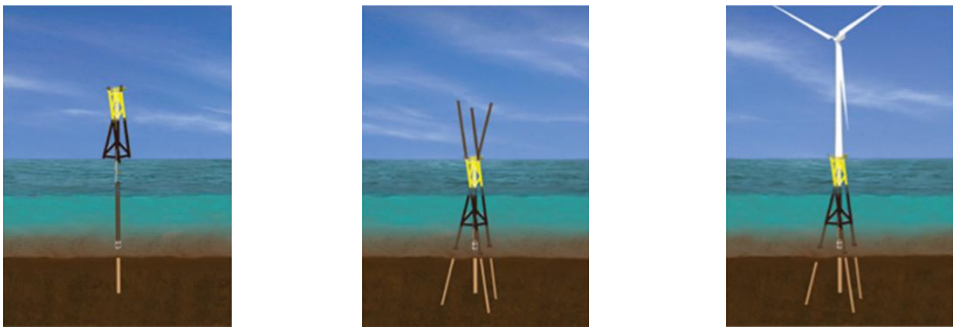
1.6.8 Twisted Jacket / Smart Jacket

Conventionele aanpak

Monopile funderingen voor windturbines zijn minder haalbaar voor waterdiepten groter dan 30 meter. Voor diepere wateren worden momenteel veelal vierbenige jackets toegepast. Deze constructietypes bevatten veel verbindingen, die arbeidsintensief en daardoor duur zijn om te fabriceren.

Alternatieve aanpak ‘Twisted Jacket’

De zogeheten “Inward Battered Guide Structure”, ook wel “Twisted Jacket” genaamd, is een alternatief concept voor een ondersteuningsconstructie. Het bestaat uit een gestandaardiseerd geleidingsstructuur, een centrale funderingspaal of “caisson” en drie additionele funderingspalen. Deze additionele funderingspalen bestaan elk uit twee gedeelten, p1 en p2 genoemd. De geleidingsstructuur zelf bestaat uit een centrale verticale holle buis waaraan drie buizen zijn verbonden door middel van enkele schoren. Deze buizen staan onder een hoek met de verticaal en zijn zodanig georiënteerd dat de assen elkaar niet in een punt snijden. Afbeelding 1.10 toont drie stadia in de installatie van een Twisted Jacket. In de eerste stap wordt de centrale paal in de zeebodem geheid tot de benodigde diepte.



Figuur 1.10 Drie stadia in de installatie van een Twisted Jacket

Vervolgens wordt de geleidingsstructuur over de centrale funderingspaal geplaatst en horizontaal gesteld door middel van hydraulische krikken. De p1 secties van de funderingspalen zijn al in de schuine buizen van de geleidingsstructuur gestoken. Hydraulische klemmen aan de onderkant van de schuine buizen worden gedeactiveerd en de p1 palen glijden naar beneden tot aan de zeebodem. De klemmen worden gereactiveerd om een stabiele situatie te creëren om de geleidingsstructuur vast te grouten aan de centrale paal. Vervolgens worden de p1 palen tot de benodigde diepte geheid met behulp van volgers. Nadat de volgers zijn verwijderd, worden de p2 secties in de schuine buizen geplaatst. De ruimte tussen de buis en de paal wordt over

de gehele lengte opgevuld met grout. Na zetten en uitharden van de grout kan de wind turbine worden geïnstalleerd.

Hoewel de geleidingsstructuur gestandaardiseerd is, is de Twisted Jacket toch geschikt voor verschillende waterdiepten en variërende grondgesteldheden. Daartoe hoeven slechts de centrale funderingspaal en de p1 palen specifiek worden ontworpen voor de lokale condities.
Aan de bovenzijde van de geleidingsstructuur zit een composiet constructie van staal en beton met een grote diameter, waarop de mast van de wind turbine wordt gemonteerd. De constructie vormt tevens de overgang naar de kleinere diameter van de centrale buis van de geleidingsstructuur.

Alternatieve aanpak 'Smart Jacket'
Een Smart jacket kan worden gedefinieerd als een vakwerkconstructie waarbij de jacket bestaat uit uniform uitgevoerde buizen en knooppunten. De poten van het jacket zijn doorgaans verbonden door kruisvormige schoor-verbindingen. Indien de kruisverbindingen onder dezelfde hoek worden aangebracht, ontstaan gelijkvormige hoeken in de knooppunten. Wanneer de knooppunten en verbindingen dezelfde diameters en wanddikten hebben kan het fabricage proces (deels) geautomatiseerd worden waardoor een hoge productiesnelheid haalbaar is, de kosten worden gereduceerd en de risico's op verbindingen die niet binnen de specificaties vallen worden verkleind. Om verschillende waterdieptes binnen een windpark te overbruggen kan ervoor worden gekozen om het onderste gedeelte specifiek voor de locatie te ontwerpen terwijl het bovenste gedeelte uniform ontworpen en geproduceerd wordt.

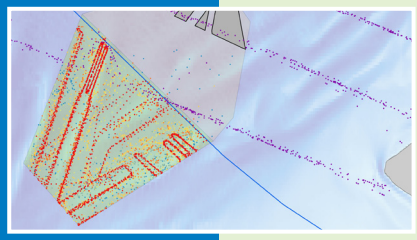
Bijlage 2

Achtergrondrapport ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Kavel I en II: vogels en vleermuizen









R.C. Fijn
A. Gyimesi
M.P. Collier
J.C. Kleyheeg-Hartman
M. Boonman
J.W. de Jong
M.J.M. Poot

Bureau Waardenburg bv
Ecologie & landschap

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele

Kavel I en II: vogels en vleermuizen

R.C. Fijn
A. Gyimesi
M.P. Collier
J.C. Kleyheeg-Hartman
M. Boonman
J.W. de Jong
M.J.M. Poot

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

opdrachtgever: Pondera Consult / Grontmij Nederland

6 maart 2015
rapport nr. 14-263

Status uitgave:	eindrapport
Rapportnummer:	14-263
Datum uitgave:	6 maart 2015
Titel:	Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele
Subtitel:	Kavel I en II: vogels en vleermuizen
Samenstellers:	R.C. Fijn MSc. dr. A. Gyimesi M.P. Collier MSc. J.C. Kleyheeg-Hartman MSc. drs. M. Boonman ir. J.W. de Jong drs. M.J.M. Poot
Foto's omslag:	R.C. Fijn / Bureau Waardenburg bv
Aantal pagina's inclusief bijlagen:	187
Projectnummer:	14-282
Projectleider:	R.C. Fijn MSc.
Naam en adres opdrachtgever:	Grontmij Nederland B.V. Postbus 119 3990 DC Houten
Referentie opdrachtgever:	Grontmij Nederland B.V. Inkoopnummer 201411718
Akkoord voor uitgave:	Teamleider Bureau Waardenburg bv drs. H.P. Prinsen
Paraaf:	

Graag citeren als: 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.

Trefwoorden: Milieu Effect Rapportage, Passende Beoordeling, offshore wind energie, turbines, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, barrièrewerking, zeevogels, trekvogels, vleermuizen

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 - Grontmij
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en 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 en leeswijzer

Voor de stimulering van de ontwikkeling van hernieuwbare energie op zee is de overheid voornemens het wetsvoorstel ‘Windenergie op Zee’ te bekrachtigen. Hierin wordt 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 lay-outs en turbine-types.

Het eerste windenergiegebied dat op deze manier zal worden beoordeeld is Borssele, dat is opgedeeld in vier kavels. Bureau Waardenburg is door de combinatie van Pondera Consult en Grontmij Nederland B.V. benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen ‘Vogels’ (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek) en vleermuizen in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera/Grontmij kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER Borssele. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels en vleermuizen. In dit rapport is het hoofdstuk “Cumulatie” nog niet ingevuld. Dit hangt af van de ontwikkelingen met betrekking tot het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold *et al.* 2015). Tevens zijn de bijlages ten behoeve van de Flora- en faunawet beoordeling en de Passende Beoordeling niet ingevuld. Deze bijlage zijn los aan Grontmij/Pondera opgeleverd.

Het project is binnen Bureau Waardenburg uitgevoerd door Ruben Fijn (projectleiding, rapportage), Abel Gyimesi (modellering aanvaringsslachtoffers, rapportage), Job de Jong (database werk en GIS berekeningen), Martijn Boonman (vleermuizen), Mark Collier (modellering aanvaringsslachtoffers), Jonne Kleyheeg-Hartman (onderbouwing Ff-wet, rapportage), Martin Poot (cumulatieve effecten en advies), Jan van der Winden (advies), Hein Prinsen en Theo Boudewijn (kwaliteitscontrole en advies).

Begeleiding vanuit de opdrachtgever werd verzorgd door Eric Arends (Pondera Consult) en Cor van Duin (Grontmij Nederland B.V.). Daarnaast worden Suzanne Lubbe en Marijke Warnas (Rijkswaterstaat Zee en Delta), Maarten Platteeuw en Joop Bakker (Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving), Bert Wilbrink (Ministerie van Economische Zaken), Martijn van Opijnen (Rijksdienst voor Ondernemend Nederland), Hans Jaspers en Daniel Tuitert (Grontmij Nederland B.V.), Sergej van de Bilt (Pondera) bedankt voor hun inhoudelijke bijdragen tijdens het schrijfproces.

In dit project zijn vogelgegevens gebruikt uit een Belgisch monitoringsprogramma van vogels en zeezoogdieren op de Belgische Noordzee. Eric Stienen en Nicholas Vanermen worden hartelijk bedankt voor het verstrekken van deze gegevens en hun inhoudelijke bijdrage aan deze rapportage.

Inhoud

Voorwoord en leeswijzer 3

1 Voorgenomen ingreep 7

1.1 Studiegebied 7

1.2 Ontwikkeling windenergie 7

1.3 Beoordelingskader 9

2 Huidige situatie 15

2.1 Inleiding en brongegevens 15

2.2 Lokaal verblijvende vogels 23

2.3 Kolonievogels 32

2.4 Vogels tijdens seizoenstrek 54

2.5 Vleermuizen 67

3 Effectbeschrijving 71

3.1 Vogels - Aanvaringen 73

3.2 Vogels – Barrièrewerking 74

3.3 Vogels – Habitatverlies 77

3.4 Vogels – Indirecte effecten 81

3.5 Vleermuizen 82

4 Effectbepaling en beoordeling 85

4.1 Effecten tijdens aanleg en verwijdering 85

4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogelslachtoffers door aanvaringen 87

4.3 Effecten tijdens gebruiksfase – Lokaal verblijvende niet-broedvogels 90

4.4 Effecten tijdens gebruiksfase – Kolonievogels 94

4.5 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogels tijdens seizoenstrek 99

4.6 Vleermuizen 101

4.7 Samenvattende effectbeoordeling 104

5 Mitigatie 107

5.1 Constructiefase 107

5.2 Operationele fase 107

5.3 Verwijderingsfase 110

6 Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen 111

6.1 Vogels 113

6.2 Vleermuizen 117

7 Literatuur 119

Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving 133
Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee 151
Bijlage III: Windturbines en vleermuizen 175
Bijlage IV: Het Extended Band Model 181
Bijlage V: Aanvaringen met twee-bladige turbines 187

1 Voorgenomen ingreep

1.1 Studiegebied

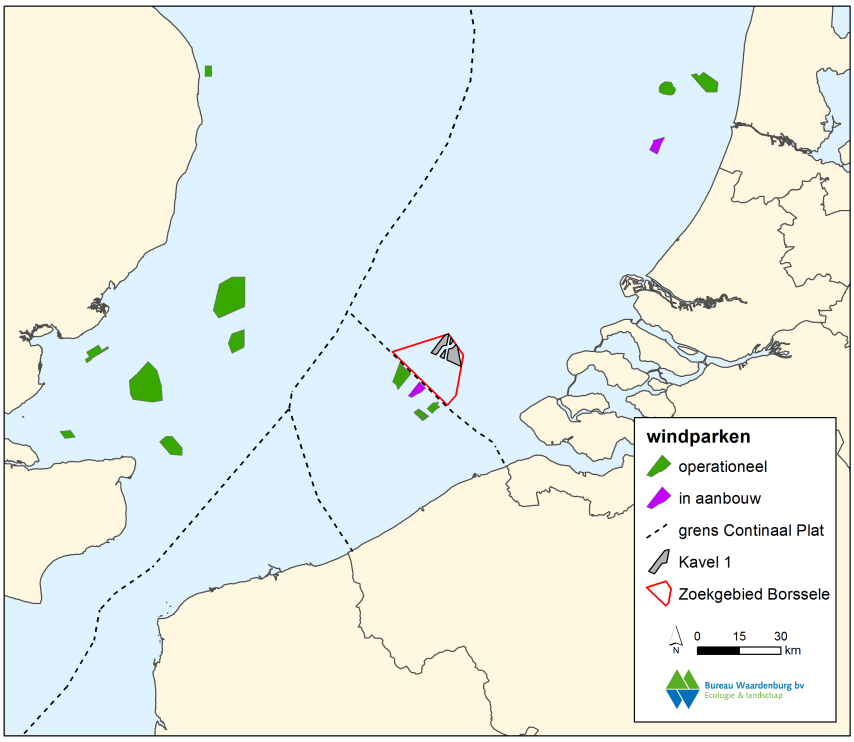
Het aangewezen windenergiegebied 'Borssele' ligt in de zuidoostelijke punt van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) tegen de grens met de territoriale wateren van België (buiten de 20 meter dieptelijn). Het totale gebied is 345 km^2 groot en opgedeeld in vier subkavels (zie voor indeling Notitie Reikwijdte en Detailniveau (Pondera Consult / Grontmij (2014)). Kavel I is het meest noordwestelijk gelegen kavel en is 63 km^2 groot. De westpunt van dit kavel ligt tussen de 27 (oostpunt) en 39 (westpunt) km van Westkapelle (Walcheren) en 105 km van de kust van Zuidoost Engeland. Kavel II is 60 km^2 groot en ligt op minimaal 23 km (oostpunt) en 31 km (westpunt) uit de kust.

In de nabijheid liggen drie andere offshore windmolenparken net over de grens in België, te weten Belwind (Blighbank – 165 MW (55 turbines), deels nog in aanbouw tot 330 MW), C-Power (Thorntonbank – 328 MW (54 turbines) en het in aanbouw zijnde Northwind (216 MW (72 turbines)). Daarnaast liggen op grotere afstand de Engelse parken Greater Gabbard, Thanet, Londen Array I en nog enkele vergunde initiatieven, evenals de Nederlandse parken OWEZ, Prinses Amalia WindPark en het in aanbouw zijnde ENECO Luchterduinen.

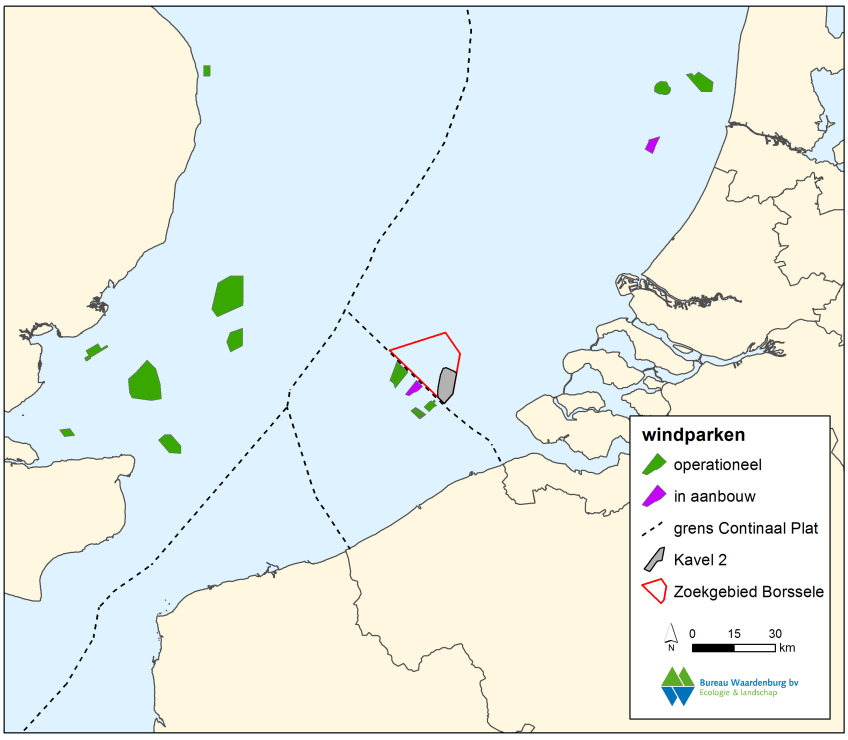
1.2 Ontwikkeling windenergie

Het windenergiegebied Borssele (fig. 1.1a en b) is opgedeeld in vier kavels waarbinnen windpark initiatieven ontwikkeld kunnen worden tot een maximale capaciteit van 350 MW per kavel. Ontwikkelaars kunnen in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie.

Om toch tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavels worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbinetypes (tabel 1.1). Deze specificaties zijn afgesproken tijdens verschillende werksessies van experts van het projectteam van Bureau Waardenburg, Pondera Consult, Grontmij Nederland en Rijkswaterstaat Zee en Delta, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport, en garanderen een worst-case benadering van effecten.



Figuur 1.1a Locatie van Kavel I in het windenergiegebied Borssele in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de lokaties van bestaande windturbine parken.



Figuur 1.1b Locatie van Kavel II in het windenergiegebied Borssele in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de lokaties van bestaande windturbine parken.

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)	Tussenruimte (m)	Opp. Kavel I (km^2)	Opp. Kavel II (km^2)
1	3	117	348	25	75	100	401	63,5	60
2	3	117	348	25	85,5	121	401	63,5	60
3	10	35	350	30	140,5	221	732	63,5	60

1.3 Beoordelingskader

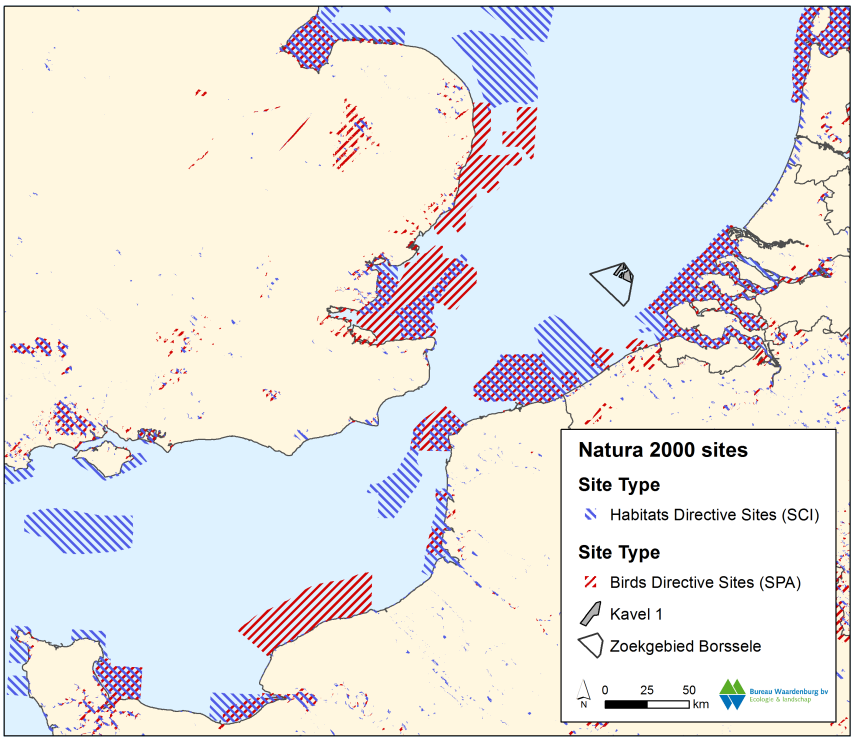
De beoordeling van effecten van de verschillende alternatieven (§1.2) is erop gericht om op een gestructureerde manier inzicht te geven in de effecten van de installatie, het gebruik en het verwijderen van windparken volgens de voorgestelde configuraties (exclusief kabeltracé's) in Kavel I en II. De 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.

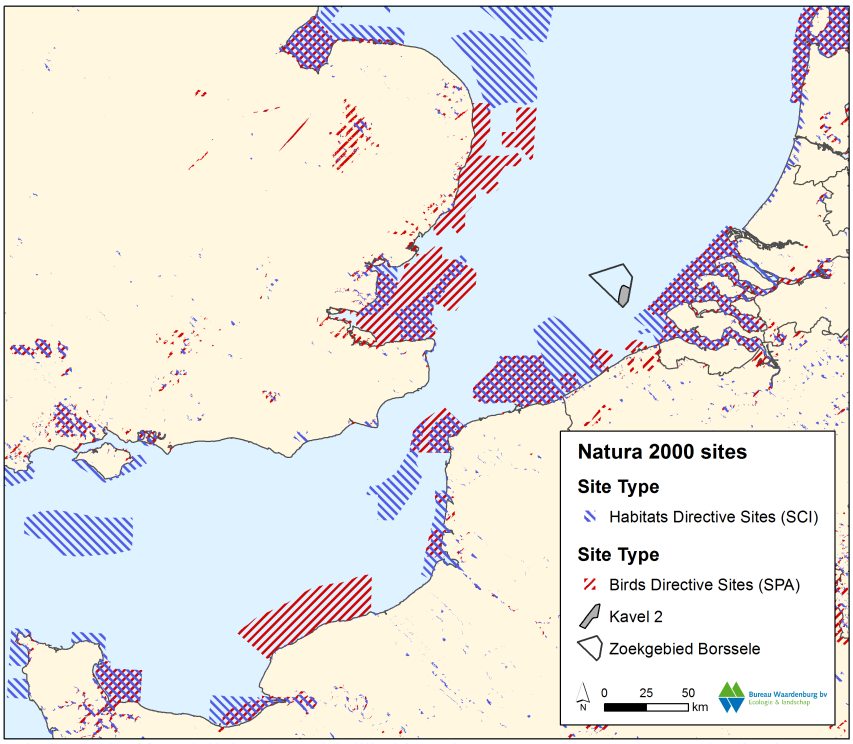
1.3.1 Wet- en regelgeving ten aanzien van natuur en milieu

In de Wet windenergie op zee 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. De basis van deze kaders met betrekking tot natuur vormen de Europese habitat- en vogelrichtlijn en daarmee aangepaste delen van de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. De gebiedsbescherming uit de Habitatrichtlijn en uit de Vogelrichtlijn zijn in Nederland geïmplementeerd in de **Natuurbeschermingswet 1998 (NB-wet)** en vormen daarbij de basis voor het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. 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



Figuur 1.2a Locatie Kavel I in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de ligging van Natura 2000-gebieden in de omgeving.



Figuur 1.2b Locatie Kavel II in de zuidelijk Noordzee met aangegeven de ligging van Natura 2000-gebieden in de omgeving.

langs de trekroutes. Windenergiegebied Borssele ligt buiten de begrenzing van gebieden die deel uitmaken van Natura 2000-gebieden, echter dicht in de buurt van de mariene Natura 2000-gebieden Vlakte van de Raan en Voordelta (fig. 1.2a en b). 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 Borssele bereiken om te foerageren. Daarnaast kan ook menig trekvogel waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelen gelden, door de ligging van het windenergiegebied Borssele op de route van vele soorten, 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.

In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. In Nederland is de soortbescherming uit de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn van individuele in Nederland voorkomende dier- en plantensoorten geïmplementeerd in de **Flora- en faunawet (Ff-wet)**, en dus ook van de soorten die voorkomen in het windenergiegebied Borssele. De Ff-wet is op land van kracht, maar sinds 1 januari 2014 ook van kracht op het gehele Nederlands Continentaal Plat (NCP). In dit MER wordt onderzocht of er door de aanleg en/of exploitatie van het windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen uit de Ff-wet en daarmee die uit de Wet wind op zee.

Naast deze bescherming is in Nederland de **Ecologische Hoofd Structuur (EHS, nieuwe naam Natuur Netwerk Nederland (NNN))** ontwikkeld, een samenhangend netwerk van bestaande en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied Borssele, maakt onderdeel uit van de EHS/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 offshore windparken in NNN gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwrek van natuurgebieden op land en water wordt gecreerd 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 minimised
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 boordelen 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 NB-wet doelen. Wel is het zo dat een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele geen afbreuk zal 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 op zichte van de landelijke NB-wet 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 Ff-wet 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

Naast 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 Borssele 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.

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 1.3 gehanteerd.

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. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (NB-wet)
+	positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden (NB-wet).
0	neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. Geen overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) of effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet).
-	negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet) zijn mogelijk.
--	sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. Overtreding van verbodsbepalingen (Ff-wet) en effecten op doelen van beschermde gebieden (Nb-wet) 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 (tabel 2.1). Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijk 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 naar 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 offshore windmolenpark, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied Borssele zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, en 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 1999, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar Van den Berg & Bosman (1999) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.*

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

Vervolg tabel 2.1

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

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 stuwing 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.

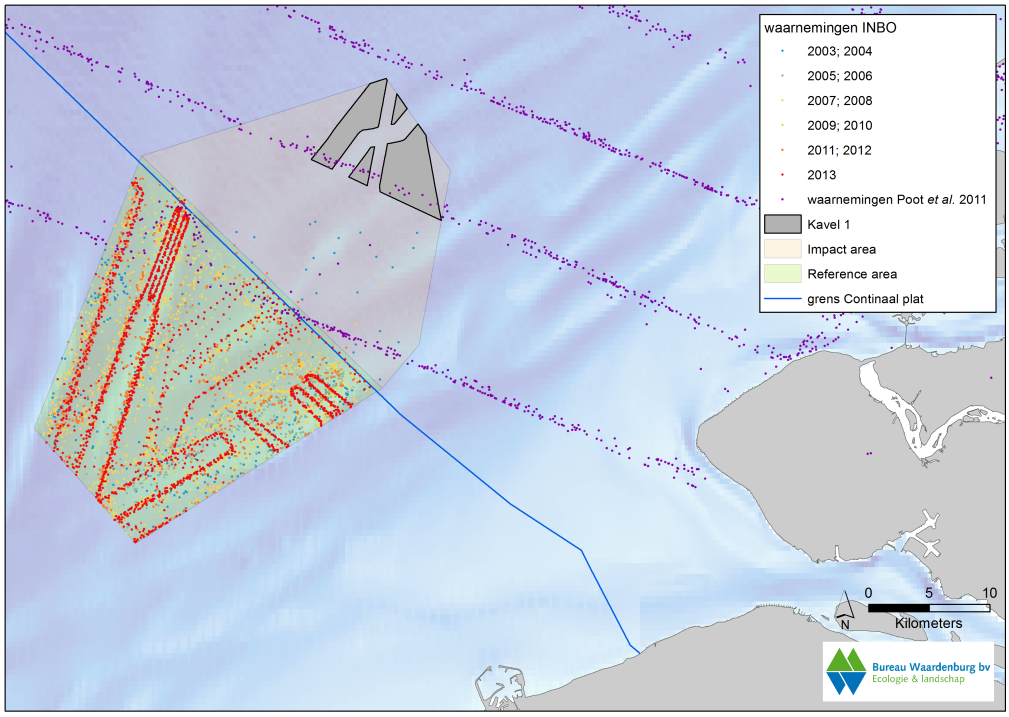
Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee inclusief windenergiegebied Borssele.

De eerste en meest nauwkeurige bron die in dit MER gebruikt wordt zijn gegevens van boottellingen op het Belgische deel van de Noordzee (b.v. Vanermen *et*

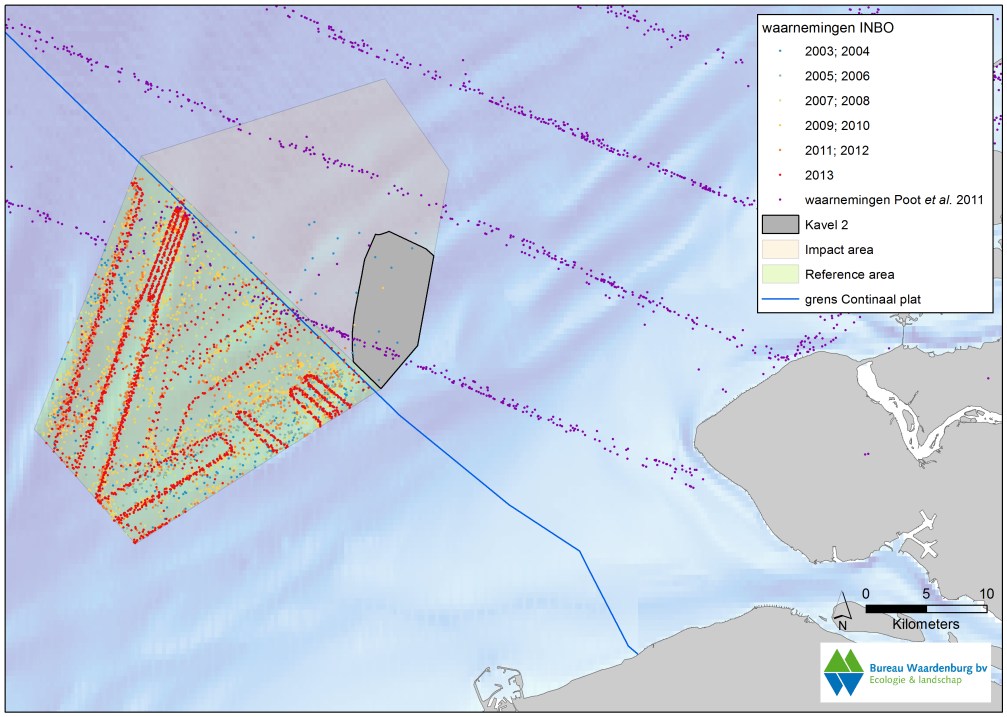
al. 2013). Deze gegevens werden verzameld tussen 2003-2013 grenzend aan het zuidwesten van windenergiegebied Borssele. Voor de ligging van de transecten van deze tellingen wordt verwezen naar figuur 2.1a en b. In figuur 2.2a en b wordt een indruk gegeven van de telinspanning in verschillende delen van het onderzoeksgebied. Vanaf 2009 zijn in het Belgische onderzoeksgebied ook windmolens gebouwd. In de analyses is daarom een onderscheid gemaakt tussen de situatie voor de bouw van deze turbines (Pre-constructie: 2003-2008) en na de bouw van deze turbines (Post-constructie: 2009-2013).

Op basis van deze tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Borssele (uitgewerkt per soortgroep in §2.1 – 2.3). Uit diverse bronnen blijkt dat ter hoogte van het windenergiegebied Borssele sprake is van een gradiënt in dichtheden van bepaalde soorten met toenemende afstand van de kust. Bijvoorbeeld visdieven en grote sterns komen in hogere dichtheden voor dichter bij de kust dan verder op zee. Voor jan-van-genten geldt het tegenovergestelde. Het is onbekend of deze gradient ook binnen de grenzen van het windenergiegebied aanwezig is, maar mocht dit zo zijn dan is het mogelijk dat de gemiddelde dichtheid over het gehele windenergiegebied te laag wordt ingeschat voor de Kavels I en II, die dichter bij de kust liggen, voor soorten die dichter bij de kust in hogere dichtheden voorkomen. Op voorspraak van Rijkswaterstaat Zee en Delta is hierop gezocht naar een maat om een eventuele gradiënt te kwantificeren. In samenspraak tussen Bureau Waardenburg, Grontmij/Pondera en RWS Zee en Delta is besloten om op basis van tabel 4 en 6 uit Vanermen & Stienen 2009 deze eventuele gradiënten in windenergiegebied Borssele te ondervangen door de berekende dichtheden te corrigeren voor de verhouding tussen de dichtheden gemeten in het windpark op de Thorntonbank (dichterbij de kust) en het windpark op de Blighbank (verder van de kust). Verschillen tussen kavel I en kavel II zijn niet aan te tonen door de relatief beperkte resolutie van de uitgevoerde tellingen en de telinspanning. Daarom kan worden verondersteld dat de hier beschreven effecten gelden voor beide kavels. Ook wordt verondersteld dat tussen Kavel III en Kavel IV geen verschillen zijn aan te tonen, echter via deze methode zijn nu wel verschillen aangegeven tussen Kavel I / II en Kavel III / IV.

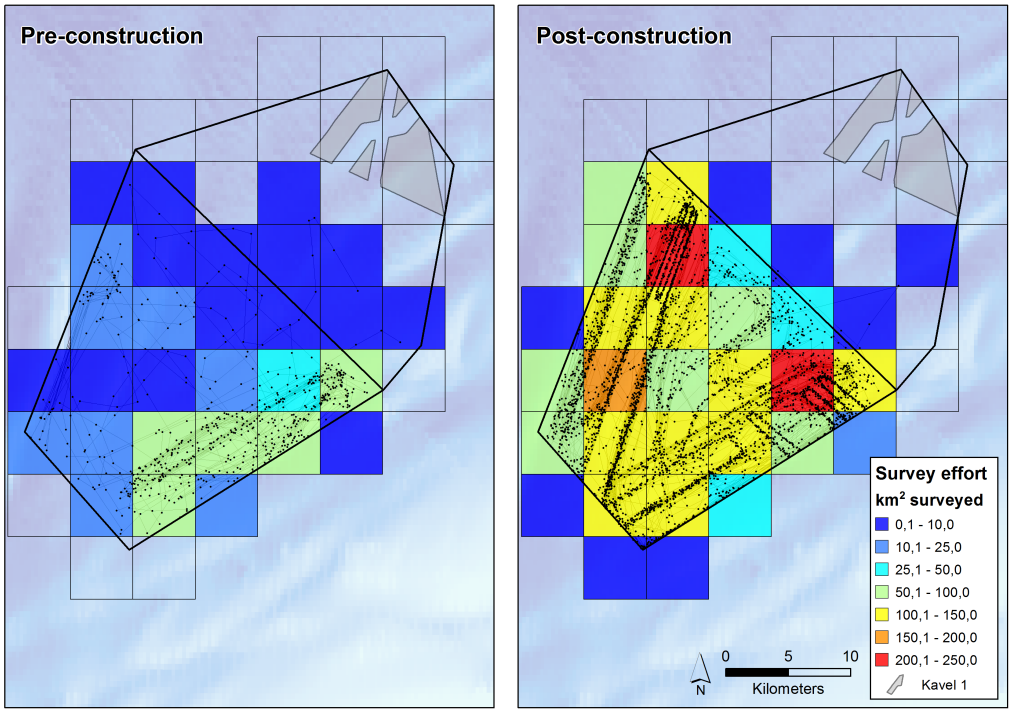
Op basis van deze dichtheden zijn ook de aantallen aanvaringsslachtoffers bepaald. Als input voor de slachtofferberekening is ervoor gekozen om per maand de maximale maanddichtheid te kiezen van de periode na de bouw van de Belgische windparken, om op die manier de worst-case benadering aan te houden. 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 methode 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 Leopold *et al.* (2015). De totale aantallen aanvaringsslachtoffers zijn berekend voor soortspecifieke waarden voor macro-avoidance (uitwijking). Deze uitwijkings-getallen



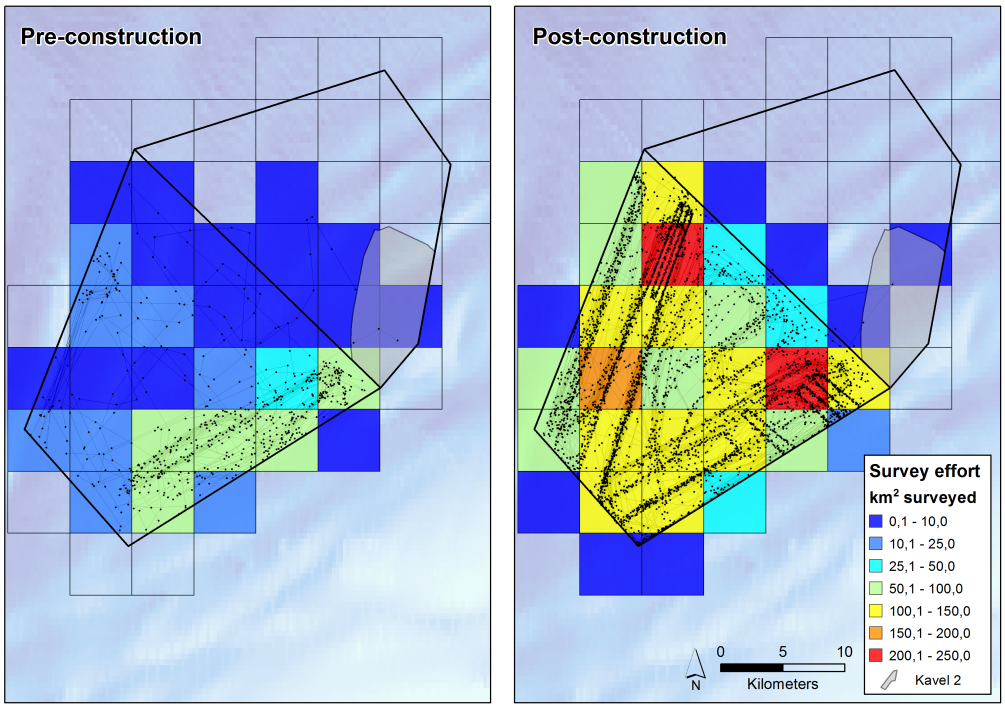
Figuur 2.1a Ligging van transecten van boottellingen (kleurenschema) en vliegtuigtellingen (paars) waarop vogeltellingen zijn gedaan tussen 2003 en 2013 nabij windenergiegebied Borssele (impact area) (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel en Bureau Waardenburg, Culemborg).



Figuur 2.1b Ligging van transecten van boottellingen (kleurenschema) en vliegtuigtellingen (paars) waarop vogeltellingen zijn gedaan tussen 2003 en 2013 nabij windenergiegebied Borssele (impact area) (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel en Bureau Waardenburg, Culemborg).



Figuur 2.2a Telinspanning van boottellingen tussen 2003 en 2013 (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel). Onderscheid is gemaakt tussen de situatie voor (2003-2008, linkerpanel) en na (2009-2013, rechterpanel) de bouw van Belgische windparken in het studiegebied.



Figuur 2.2b Telinspanning van boottellingen tussen 2003 en 2013 (brongegevens: Instituut voor Bos en Natuuronderzoek (INBO), Brussel). Onderscheid is gemaakt tussen de situatie voor (2003-2008, linkerpanel) en na (2009-2013, rechterpanel) de bouw van Belgische windparken in het studiegebied.

komen uit de review van Maclean *et al.* (2009) en ook deze methodologie is conform Leopold *et al.* (2015).

Samenvattend werden tijdens de scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) in en nabij het windenergiegebied Borssele in totaal 48 soorten vastgesteld en 2 samengestelde soortgroepen (geoorde fuut/kuifduiker en grote/kleine burgemeester) (tabel 2.2).

De tweede bron die in dit MER wordt gebruikt zijn negen vliegtuigtellingen die in het windenergiegebied Borssele zijn uitgevoerd in 2010-2011 (Poot *et al.* 2011). Op basis van deze tellingen konden dichtheden vogels worden bepaald voor het totale studiegebied. Daarnaast leverden deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee (Poot *et al.* 2013). Voor de exacte ligging van de transecten tijdens deze tellingen wordt verwezen naar figuur 2.1. Tijdens de vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Borssele werden in totaal 10 soorten vastgesteld (tabel 2.3) en 3 soortgroepen. 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 konden berekend worden in §2.2 – 2.4 per soort(groep) uitgewerkt.

De derde bron die in dit MER wordt gebruikt zijn de gegevens die verzameld zijn in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (b.v. Arts 2013) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). Deze gegevens worden gebruikt door Leopold *et al.* (2015). Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). De MWTL tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig, terwijl de ESAS data merendeel gebaseerd is op scheepstellingen. Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Imares Wageningen UR. Tijdens deze tellingen in het windenergiegebied Borssele werden in totaal 29 soorten vastgesteld (tabel 2.4) en 1 soortgroep. De dichtheden worden weergegeven in tabel 2.6 ter vergelijking met de waarden uit de scheepstellingen uitgewerkt door Vanermen *et al.* (2013).

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 duiken al op grote afstand onder of vliegen op voor een onderzoeksschip en worden daardoor gemist tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het onderzoeksplatform. 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 2.2 Vastgestelde soorten tijdens scheepstellingen in en nabij het windenergiegebied Borssele.

roodkeelduiker	wulp	visdief
parelduiker	regenwulp	*visdief / noordse stern*
duiker spec.	grote jager	grote stern
fuut	middelste jager	zwarte stern
geoorde fuut / kuifduiker	kleine jager	alk
noordse stormvogel	*jager spec.*	zeekoet
noordse pijlstormvogel	kokmeeuw	*alk / zeekoet*
grauwe pijlstormvogel	stormmeeuw	papegaaiduiker
vale pijlstormvogel	zwartkopmeeuw	graspieper
stormvogeltje	geelpootmeeuw	witte kwikstaart
vaal stormvogeltje	kleine mantelmeeuw	merel
jan-van-gent	zilvermeeuw	koperwiek
aalscholver	grote mantelmeeuw	kramsvogel
kuifaalscholver	*mantelmeeuw spec.*	zanglijster
rotgans	dwergmeeuw	*zangvogel spec.*
bergeend	drieteenmeeuw	spreeuw
krakeend	*grote / kleine burgemeester*	kneu
zwarte zee-eend	*grote meeuw spec.*	vink
meerkoet	*meeuw spec.*	
goudplevier	noordse stern	

Tabel 2.3 Vastgestelde soorten tijdens vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Borssele.

jan-van-gent	*grote meeuw spec.*	alk
stormmeeuw	drieteenmeeuw	zeekoet
kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw	*alk / zeekoet*
zilvermeeuw	*meeuw spec.*	
grote mantelmeeuw	grote stern	

Tabel 2.4 Vastgestelde soorten tijdens MWTL vliegtuigtellingen en ESAS scheepstellingen in het windenergiegebied Borssele.

duikers	eider	zilvermeeuw
fuut	zwarte zee-eend	grote mantelmeeuw
noordse stormvogel	grote zee-eend	drieteenmeeuw
grauwe pijlstormvogel	kleine jager	grote stern
noordse pijlstormvogel	grote jager	*visdief/noordse stern*
stormvogeltje	dwergmeeuw	dwergstern
vaal stormvogeltje	kokmeeuw	zeekoet
jan-van-gent	stormmeeuw	alk
aalscholver	kleine mantelmeeuw	kleine alk
kuifaalscholver	zilvermeeuw	papegaaiduiker

Alle drie deze methodes onderschatten de aantallen (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) die door het gebied heen trekken. Echter met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen. Daarom is specifiek voor deze groep en de ganzen/zwanen en eenden ook gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* submitted). Uit deze data werden fluxen bepaald op rotorhoogtes voor de verschillende alternatieven in windenergiegebied Borssele. Op basis van enkele aannames en de percentages van soortgroepen werden hiervoor worst-case aantallen aanvaringsslachtoffers voor een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele berekend.

Verder wordt een overzicht gegeven van de bestaande kennis van het voorkomen, de herkomst en het gedrag (bijvoorbeeld seizoenstrek) van vleermuizen boven het windenergiegebied Borssele. 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 in omringende landen en van verder oostelijk levende populaties.

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. 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.

2.2 Lokaal verblijvende vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Borssele 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 Borssele worden hieronder de diverse soorten of soortgroepen besproken (b.v. Poot *et al.* 2011 & 2013, Vanermen *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). De weergegeven dichtheden zijn de jaargemiddelden per soort op basis van maandelijkse dichtheden. Deze jaargemiddelden zijn bepaald voor twee perioden; voor de bouw van windmolenparken in Belgische wateren (2003-2008) en na de bouw van deze parken (2009-2013). Het maximum van deze twee waarden wordt opgevoerd als jaargemiddelde dichtheid. Daarnaast wordt tussen haken () ook de maximale maand-dichtheid gegeven. Deze paragraaf wordt afgesloten met een tabel waarin de maandelijks getelde dichtheden worden weergegeven voor de verschillende soorten en soortgroepen en de verschillende bronnen (tabel 2.5 (scheepstellingen Vanermen *et al.* 2013), tabel 2.6 (vliegtuigtellingen Poot *et al.* 2011) en tabel 2.7 (vliegtuig- en scheepstellingen MWTL/ESAS)). In dit rapport wordt aangenomen dat de dichtheden in het Belgische deel van de Noordzee grenzend aan windenergiegebied Borssele representatief zijn voor de dichtheden in windenergiegebied Borssele.

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is en in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaarstrek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. IJsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen. De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaarstrek kan deze verspreiding iets breder zijn (Leopold *et al.* 2004). Het windenergiegebied Borssele ligt dermate ver offshore dat het hoofdzakelijk buiten het reguliere winterverspreidingsgebied van de duikers valt. Aanvullend onderzoek naar de verspreiding van duikers in de Voordelta (Poot *et al.* 2006) onderschrijft dat duikers soms verder offshore kunnen voorkomen met name in de trektijd. De maximale jaarlijkse dichtheid aan roodkeelduikers nabij windenergiegebied Borssele (op dezelfde afstand uit de kust) was 0,02 vogels per km^2 (maand-maximimum: 0,49) tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,02 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden voor duikers in het algemeen. De dichtheid parelduikers was < 0,00 (max 0,04) tijdens de scheepstellingen, evenals de dichtheid ongedetermineerde duikers (max 0,14). Dichtheden van andere soorten zijn nog veel lager.

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. De jaarlijkse dichtheid aan futen was dan ook < 0,00 (max 0,05) tijdens de scheepstellingen. Daardoor zijn ze geen van alle relevant voor offshore windparken buiten de 20 meter dieptelijn.

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 offshore in de Zuidelijke Bocht invliegen. De maximale jaarlijkse dichtheid van noordse stormvogels nabij windenergiegebied Borssele (op dezelfde afstand uit de kust) was 0,55 vogels per km^2 (max 12,24) tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,01 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de offshore 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 door 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 offshore zijn uitermate schaars. De aantallen kuhls 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. Zowel noordse, grauwe, vale pijlstormvogels en het vaal stormvogeltje en stormvogeltje werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele, echter de maximale jaarlijkse dichtheid bedroeg voor alle soorten <0,00 (respectievelijke maxima: 0,11, 0,05, 0,05, 0,15 en 0,11) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013).

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 Borssele als regulier verspreidingsgebied heeft. De gemiddelde jaar-dichtheid jan-van-genten nabij het windenergiegebied Borssele was 1,01 (max 14,44) vogels per km^2 tijdens scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en in het windenergiegebied Borssele 0,37 tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011) op basis van geïnterpoleerde dichtheden.

Aalscholvers

De aalscholver krijgt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Het gehele jaar door verblijven er aalscholvers op zee die gebruik maken van offshore structuren zoals (gas)platforms en het PAWP en OWEZ om hun veren te drogen tijdens het foerageren. Vanwege de afstand tot de kust betreft dit overwegend niet-

broedvogels. Omdat het PAWP al door aalscholvers in gebruik is genomen kan een windpark in het windenergiegebied Borssele ook gekoloniseerd worden door niet-broedvogels. Tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele bedroeg de gemiddelde jaar-dichtheid aalscholvers <0,00 (max 0,23) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). 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 offshore platforms. Ook in het windenergiegebied Borssele is deze soort te verwachten in kleine dichtheden, en tijdens de boottellingen werd een maximale dichtheid van 0,05 vogels per km^2 gevonden (gemiddeld <0,00).

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 Borssele, zodat hier alleen vogels op doortrek langs zullen komen. 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 Borssele voorkomen. Tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele bedroeg de gemiddelde dichtheid zwarte zee-eenden 0,01 (max. 1,22) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). De andere soorten zee-eenden werden niet waargenomen tijdens de boottellingen. Tijdens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011) werden in het geheel geen (zee-)eenden gezien in het windenergiegebied Borssele.

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 overwinteringgebieden en gezien hun offshore verspreidings-patroon volgt een groot deel van deze vogels een offshore route waarbij het waarschijnlijk is dat deze soorten door het windenergiegebied Borssele 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 krijgen op hun route te maken met een eventueel windpark in het windenergiegebied Borssele. Zowel grote, middelste en kleine jagers werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele en de gemiddelde dichtheid bedroeg respectievelijk 0,03, < 0,00 en 0,02 (max: 0,62, 0,11, 0,50) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013).

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 offshore voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor de locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Offshore zijn de kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver offshore opereren vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze ochtend- en avondtrek, naar één vaste aanlandingsplaats of slaapplaats. 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 offshore platforms slapen vele soorten meeuwen.

Zilvermeeuwen die offshore 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 alle twee deze 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. De gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw bedroeg respectievelijk 3,03, 0,37 en 2,15 (max. 63,85, 12,96, 38,56) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013) tijdens de scheepstellingen. Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen bedroegen respectievelijk 0,84, 0,11 en 0,27 (Poot *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de dominante kleine meeuwensoort in het windenergiegebied Borssele. Vooral tijdens de trek komen soms echter 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 offshore plaatsvinden, tot op de hoogte van het windenergiegebied Borssele (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 werden nabij het windenergiegebied Borssele drieteenmeeuwen, kokmeeuwen, stormmeeuwen en dwergmeeuwen vastgesteld. De gemiddelde dichtheid van deze soorten bedroeg respectievelijk 1,58, 0,01, 0,88 en 0,29 (max 86,03, 0,20, 53,73 en 7,15) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen zijn alleen beschikbaar voor drieteenmeeuwen en dwergmeeuwen en deze bedroegen respectievelijk 0,24 en 0,54 (Poot *et al.* 2011).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust met name ten oosten van het windenergiegebied Borssele. 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 windenergiegebied Borssele (Vanermen *et al.* 2013, 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 noordwesten en noordoosten 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 Borssele kruisen. Deze vogels kunnen op hun voorjaarstrek ook ver offshore in groepen voorkomen, die al volop bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of kunnen hier na het broedseizoen enige tijd in groepsverband verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in hun voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Visdieven, noordse sterns, grote sterns en zwarte sterns werden gezien tijdens de boottellingen nabij het windenergiegebied Borssele en de gemiddelde dichtheid bedroeg respectievelijk 0,07, < 0,00, 0,08 en <0,00 (max 3,00, 0,04, 3,83 en 0,05) vogels per km^2 (Vanermen *et al.* 2013). Tijdens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011) konden alleen geïnterpoleerde dichtheden worden bepaald van grote stern met 0,20 vogel per km^2.

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen offshore 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 in vrij grote aantallen voor tijdens invasies (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). De gemiddelde dichtheden alken en zeekoeten nabij het windenergiegebied Borssele bedroegen tijdens de scheepstellingen respectievelijk 1,67 en 0,55 (max 15,15 en 7,20) vogels per km^2(Vanermen *et al.* 2013). De gemiddelde geïnterpoleerde dichtheden zeekoeten en alken vanuit het vliegtuig bedroeg respectievelijk 0,49 vogels per km^2 en alken 0,91 vogels per km^2 (Poot *et al.* 2011).

Tabel 2.5 Maandelijkse dichtheden van vogels nabij het Kavel Borssele met een onderscheid tussen de periode voor de bouw van de Belgische windparken Belwind en C-Power en daarna, geteld vanaf schepen (b.v. Vanermen et al. 2013).

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
roodkeelduiker	0,00	0,02	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02
parelduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
duiker spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geoorde fuut / kuifduiker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,38	0,76	0,08	0,12	0,24	0,03	0,20	0,00	2,03	1,45	0,49	0,83	0,00	0,04	0,01	0,03	0,30	0,08	0,04	0,00	0,00	0,07	0,03	0,00	0,55
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vale pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	1,12	1,57	0,45	0,07	0,09	0,48	0,30	0,06	3,83	2,20	1,69	0,24	0,11	0,56	0,71	0,16	0,07	0,10	0,11	0,14	0,19	0,71	0,72	0,14	1,01
aalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
rotgans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
bergeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
krakeend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
zwarte zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meerkoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
goudplevier	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
wulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
regenwulp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote jager	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,15	0,00	0,03	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02	0,04	0,02	0,07	0,01	0,01	0,03
middelste jager	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine jager	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,07	0,08	0,03	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
jager spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kokmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
stormmeeuw	7,85	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,76	1,55	0,33	0,21	0,78	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,10	0,01	4,53	0,88
zwartkopmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
geelpootmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
kleine mantelmeeuw	0,24	0,53	2,86	12,21	16,87	0,96	2,08	0,08	0,12	0,14	0,22	0,02	0,08	2,11	3,39	5,70	3,46	3,47	0,70	0,67	0,76	0,16	0,01	0,14	3,03
zilvermeeuw	3,30	0,42	0,00	0,03	0,14	0,03	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,49	0,11	1,02	0,18	0,20	0,16	0,04	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,80	0,37
grote mantelmeeuw	10,34	1,11	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,14	0,04	0,30	6,62	7,21	0,55	0,36	0,21	0,05	0,00	0,01	0,01	0,04	0,21	0,17	0,22	2,56	2,15
mantelmeeuw spec.	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
dwergmeeuw	0,59	0,18	0,90	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,24	0,14	0,05	0,14	1,25	1,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,17	0,21	0,29
drieteenmeeuw	0,89	1,01	0,08	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	2,45	7,53	6,69	1,05	1,68	1,73	0,06	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,68	1,30	9,64	1,58
grote / kleine burgemeester	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote meeuw spec.	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
meeuw spec.	0,00	10,84	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91

Vervolg tabel 2.5

	Pre-construction (2003 – 2008)												Post-construction (2009 – 2013)												Max.
Soort	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Gem
noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
visdief	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,04	0,58	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,03	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
visdief / noordse stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
grote stern	0,00	0,00	0,03	0,17	0,00	0,00	0,11	0,60	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,29	0,08	0,09	0,25	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,08
zwarte stern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
alk	0,61	0,67	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,80	0,56	1,55	1,63	1,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,13	0,77	0,40	0,55
zeekoet	5,26	1,13	1,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,03	6,41	3,68	3,19	1,29	0,50	0,04	0,03	0,00	0,01	0,00	0,03	0,61	1,11	1,59	1,67
alk / zeekoet	0,00	0,13	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,09	0,23	0,36	0,23	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,05	0,17	0,08
papegaaiduiker	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
graspieper	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
witte kwikstaart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
merel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
koperwiek	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
kramsvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
zanglijster	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
zangvogel spec.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spreeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	1,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,16
kneu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vink	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

Tabel 2.6 Geinterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (Poot et al. 2011).

soort/soortgroep	mei	jul	aug	sep	okt	nov	jan	feb	apr	gem.
duikers	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,07	0,00	0,02
noordse stormvogel	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01
jan-van-gent	0,00	0,13	0,78	0,21	0,30	1,51	0,00	0,39	0,00	0,37
dwergmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,31	4,37	0,54
drieteenmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,05	0,06	0,98	0,37	0,72	0,00	0,24
stormmeeuw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,47	0,17	0,14	0,00	0,20
kleine mantelmeeuw	0,65	1,37	0,26	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21	0,84
zilvermeeuw	0,03	0,10	0,00	0,00	0,02	0,28	0,32	0,20	0,04	0,11
grote mantelmeeuw	0,00	0,00	0,07	0,12	0,05	1,41	0,25	0,52	0,00	0,27
grote meeuwen	0,62	1,25	0,51	0,32	0,72	1,01	0,54	1,05	5,27	1,25
grote stern	0,24	0,52	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,20
zeekoet	0,00	0,04	0,01	0,10	0,01	0,26	0,42	3,57	0,01	0,49
alk	0,00	0,03	0,01	0,14	0,01	0,48	1,63	5,89	0,03	0,91
alk/zeekoet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,38	0,11	0,00	0,07

Tabel 2.7 Geinterpoleerde dichtheden van vogels in het windenergiegebied Borssele geteld vanuit vliegtuigen (MWTL) en schepen (ESAS).

soort/soortgroep	dec/jan	feb/maa	apr/mei	jun/jul	aug/sep	okt/nov	Gem.
duikers	0,13	0,27	0,22	0,00	0,00	0,04	0,11
fuut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse stormvogel	0,28	0,24	0,56	0,89	0,42	0,41	0,47
grauwe pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
noordse pijlstormvogel	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
vaal stormvogeltje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
jan-van-gent	0,20	0,49	0,36	0,31	0,36	3,32	0,84
aalscholver	0,05	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
kuifaalscholver	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
eider	0,22	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
zwarte zee-eend	0,63	0,15	0,02	0,00	0,00	0,02	0,14
grote zee-eend	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
kleine jager	0,02	0,00	0,00	0,01	0,05	0,01	0,01
grote jager	0,01	0,01	0,00	0,04	0,06	0,02	0,02
dwergmeeuw	0,07	0,19	0,40	0,01	0,04	0,15	0,15
kokmeeuw	0,00	0,09	0,00	0,02	0,06	0,01	0,03
stormmeeuw	0,77	0,52	0,11	0,02	0,06	0,77	0,38
kleine mantelmeeuw	0,07	0,48	7,28	4,45	2,74	0,26	2,55
zilvermeeuw	0,34	0,64	0,25	0,21	0,08	0,57	0,35
grote mantelmeeuw	0,61	0,38	0,07	0,04	0,24	0,97	0,39
drieteenmeeuw	2,00	2,44	1,24	1,46	0,44	3,17	1,79
grote stern	0,00	0,00	0,41	0,09	0,20	0,00	0,12
visdief/noordse stern	0,01	0,01	0,81	0,17	1,69	0,00	0,45
dwergstern	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
zeekoet	1,45	0,95	0,53	1,04	0,60	1,53	1,02
alk	0,24	0,35	0,04	0,31	0,02	0,31	0,21
kleine alk	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
papegaaiduiker	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01

2.3 Kolonievogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Borssele 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, 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.

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).

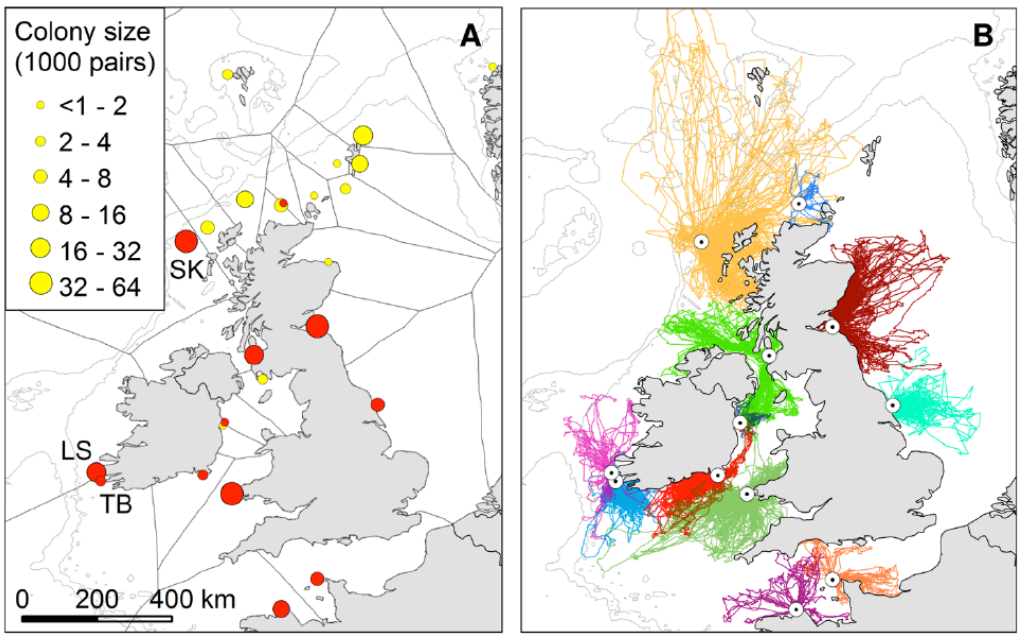
soort	Gemiddelde afstand tot kolonie	Gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	Maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	93	229	590
aalscholver	5	28	35
noordse stormvogel	48	400	800
drieteenmeeuw	25	66	200
kokmeeuw*	11	26	40
stormmeeuw*^	25	50	50
kleine mantelmeeuw	80	141	181
zilvermeeuw^	11	61	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.

Jan-van-gent

De dichtsbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Borssele 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.* 2007, 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).



Figuur 2.2 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. 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, gebaseerd op 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 dichter bij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km) (Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de

kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange 63,6 ± 8,9 km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

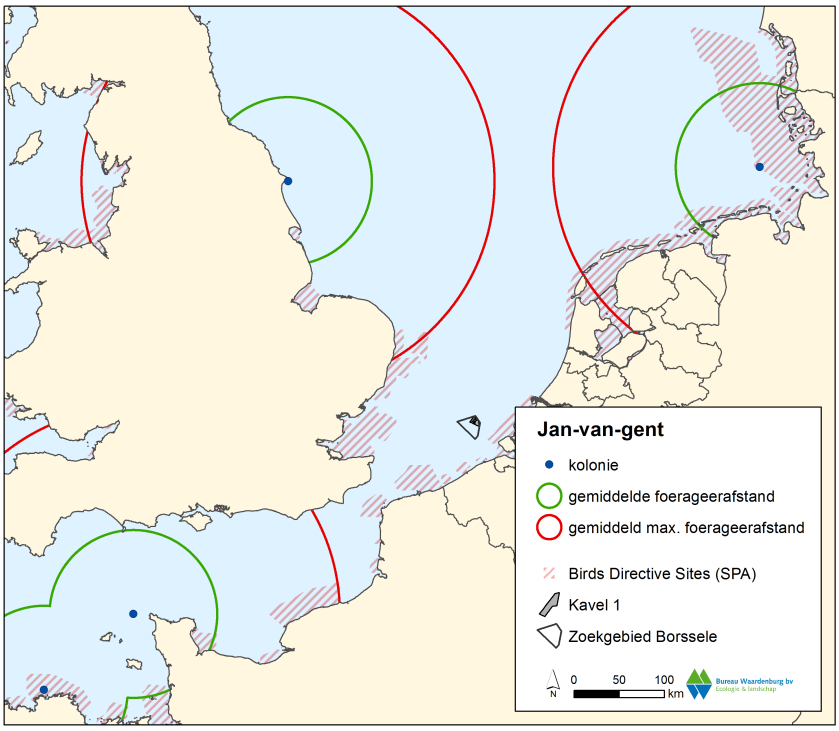
Naast deze nieuwe gegevens over de foerageerrange van Jan-van-genten is het ook zo dat de foerageerafstand van jan-van-genten evenredig is met de grootte van een kolonie (Lewis *et al.* 2001). Aangezien zowel Bempton Cliffs (2.552 paar) als Helgoland (222 paar) relatief kleine kolonies zijn worden ook 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 Borssele daarmee buiten bereik van de kolonie van Bempton Cliffs (~330 km), Helgoland (~420 km), Alderney (~ 425 km) en Rouzic (~ 550 km). Aanvaringsslachtoffers in kolonies jan-van-genten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

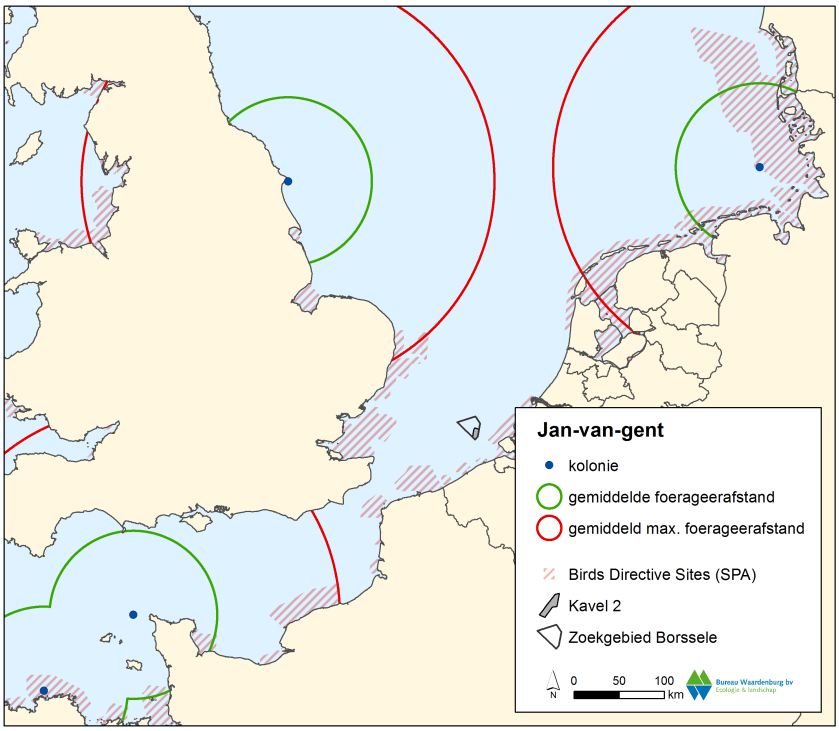
Aalscholvers

De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat offshore structuren zoals windmolens, 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 offshore windturbines. 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.

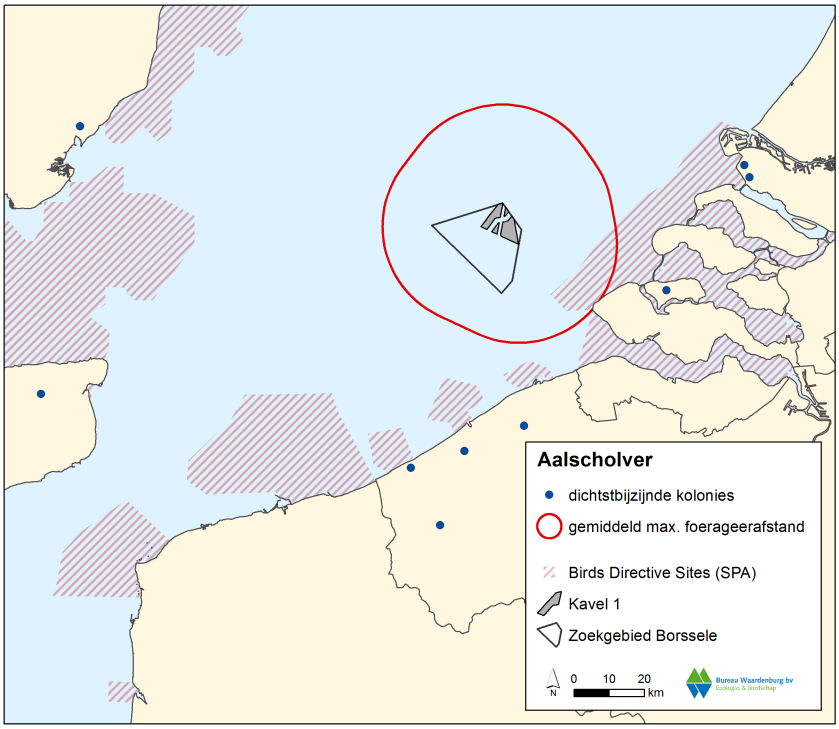
Op basis van meerdere studies naar de foerageerrange van aalscholvers kan worden samengevat dat deze gemiddeld zo'n 5 km (max 35 km) en een gemiddeld maximum van 25 km heeft (Thaxter *et al.* 2012). In Nederland zijn echter veel grotere foerageerafstanden bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden *et al.* 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



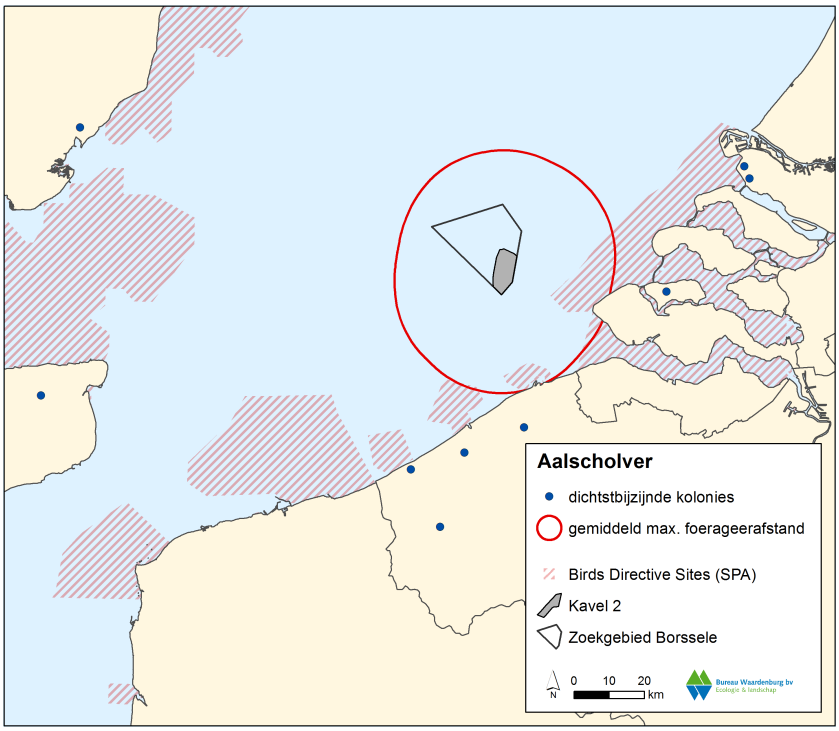
Figuur 2.3a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel I in windenergiegebied Borssele.



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



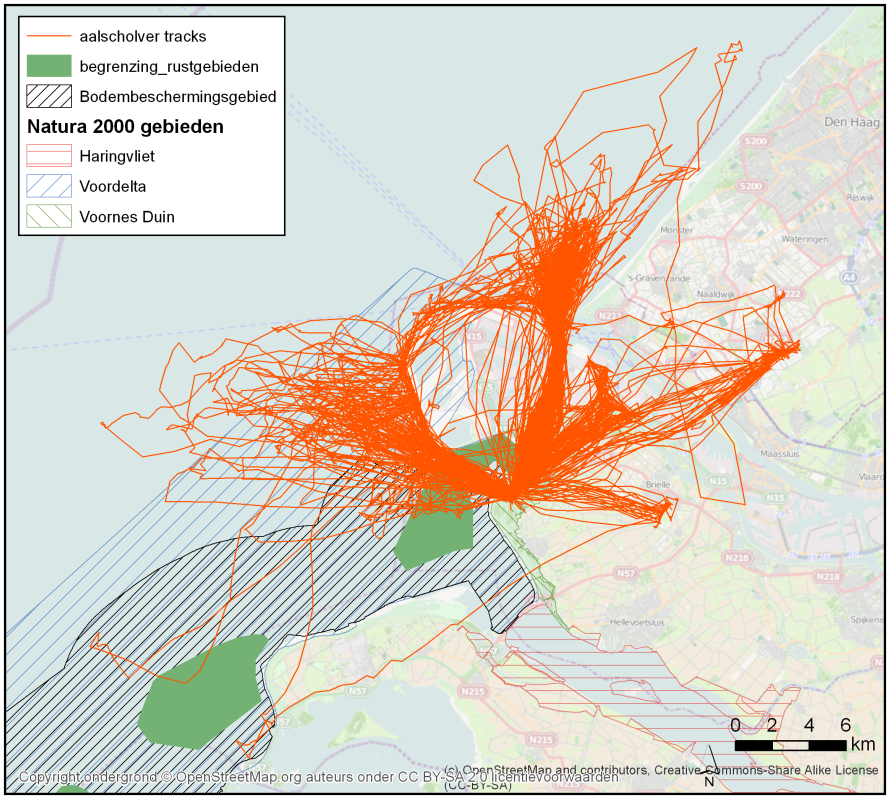
Figuur 2.5a Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel I in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.



Figuur 2.5b Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholver rond Kavel II in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.

aalscholvers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014).

Recent onderzoek met GPS-loggers in een kolonie in de Voordelta (figuur 2.4) heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van de broedkolonie aangetoond voor aalscholvers (Fijn *et al.* 2014). Windenergiegebied Borssele ligt ver buiten deze range (figuur 2.5a en b), waardoor er geen broedlocaties van de aalscholver binnen de bereikbaarheidsstraal van windenergiegebied Borssele liggen. Naar verwachting zal daarom de foerageeractiviteit van broedende aalscholvers in het windenergiegebied Borssele te verwaarlozen zijn.

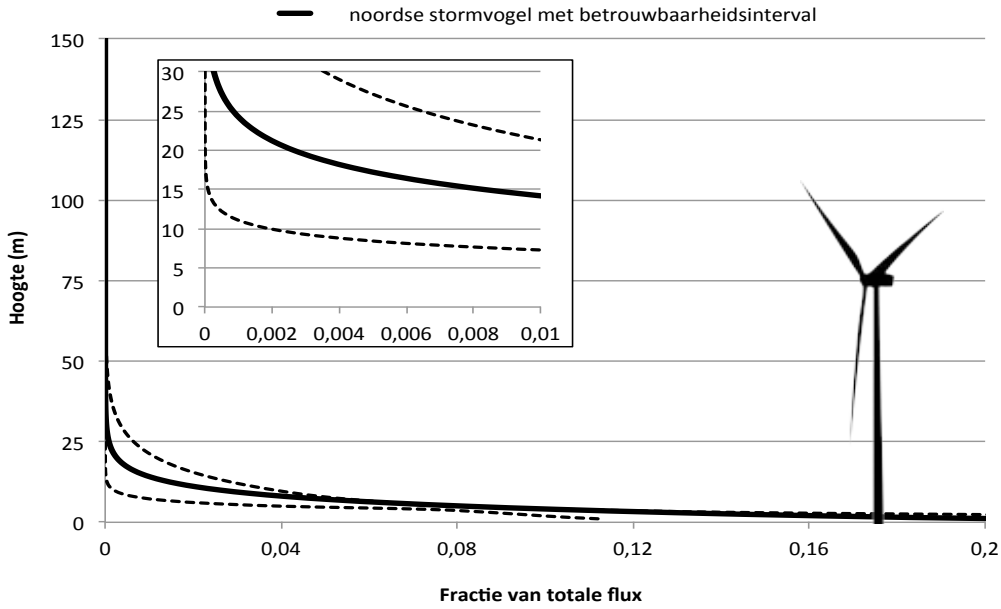


Figuur 2.4 Foerageervluchten van aalscholvers vanuit het Breede Water op Voorne. Afbeelding overgenomen uit Poot et al. (2013b).

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 & Ollison 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne tracking technieken 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

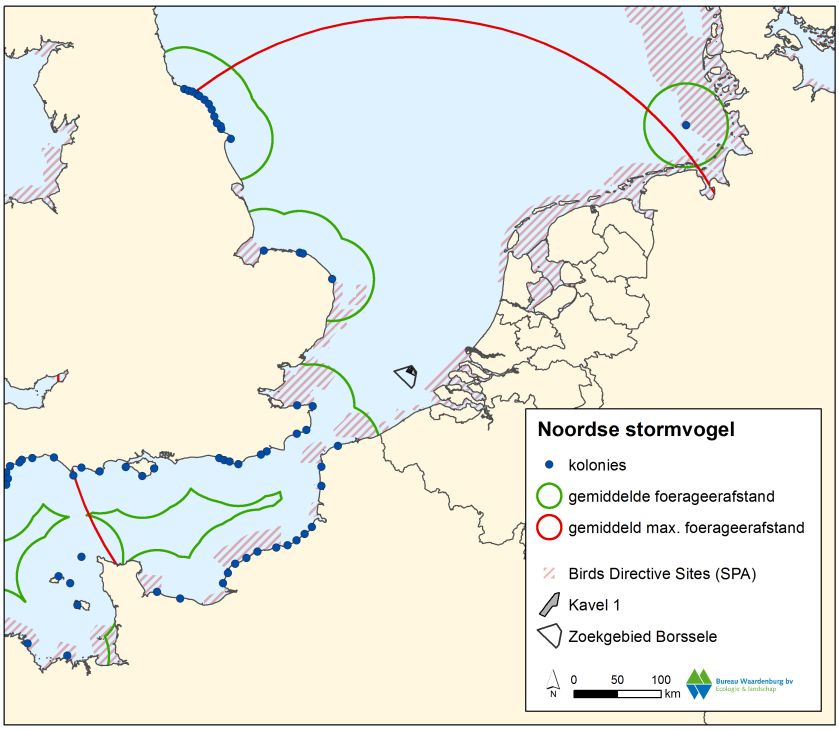
van gemiddeld 48 km, met een gemiddeld maximum van 400 km (maximaal 664 km) (Thaxter *et al*. 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen noordse stormvogels uit de kolonies in Noord Frankrijk en de zuid- en oostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004, Kerbiriou *et al.* 2012) het windenergiegebied Borssele bereiken tijdens foerageervluchten in het broedseizoen (figuur 2.6a 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 2.7). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringsslachtoffers in kolonies noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



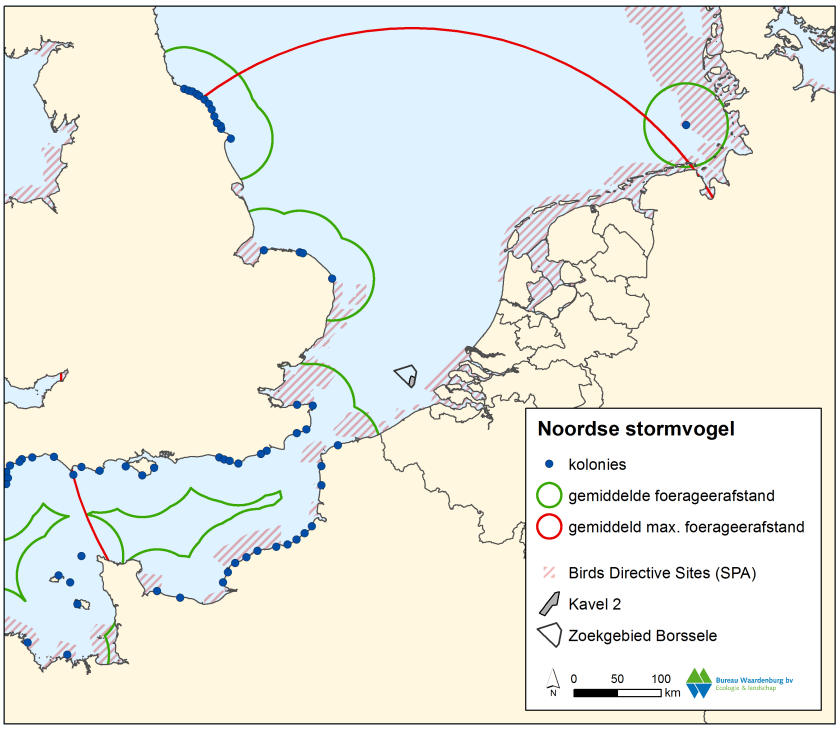
Figuur 2.7 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Drieteenmeeuw

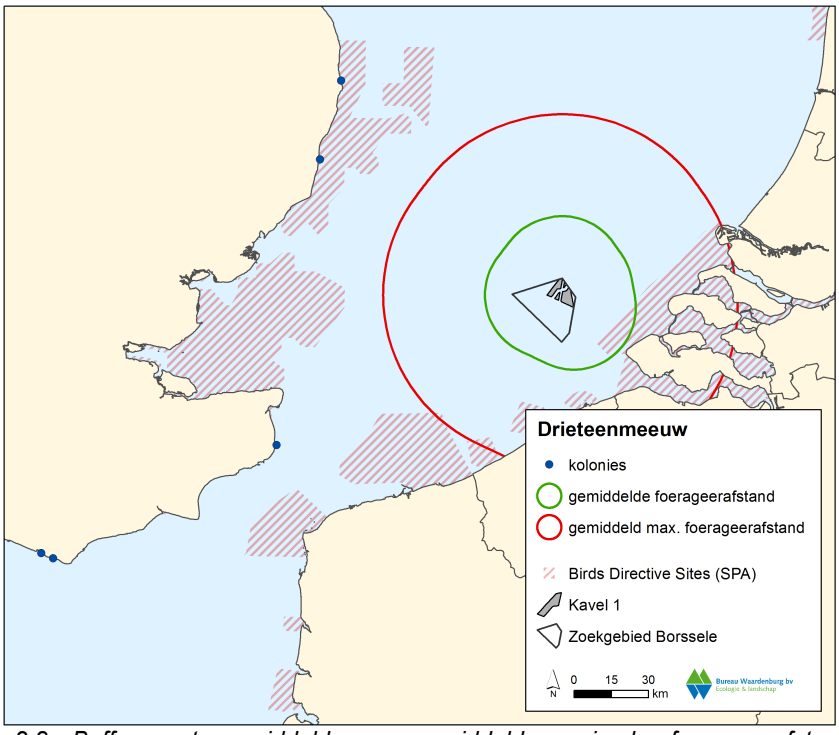
Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Kotzerka *et al.* 2010). Over het algemeen worden voor drieteenmeeuwen foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 25 km (max 200 km), met een gemiddeld maximum van 60 km (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen incidenteel drieteenmeeuwen uit de kolonies van de zuidoostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004) het windenergiegebied Borssele bereiken (fig. 2.8a en b), maar zijn reguliere vliegbewegingen van broedvogels door het gebied niet te verwachten. Aanvaringsslachtoffers in kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



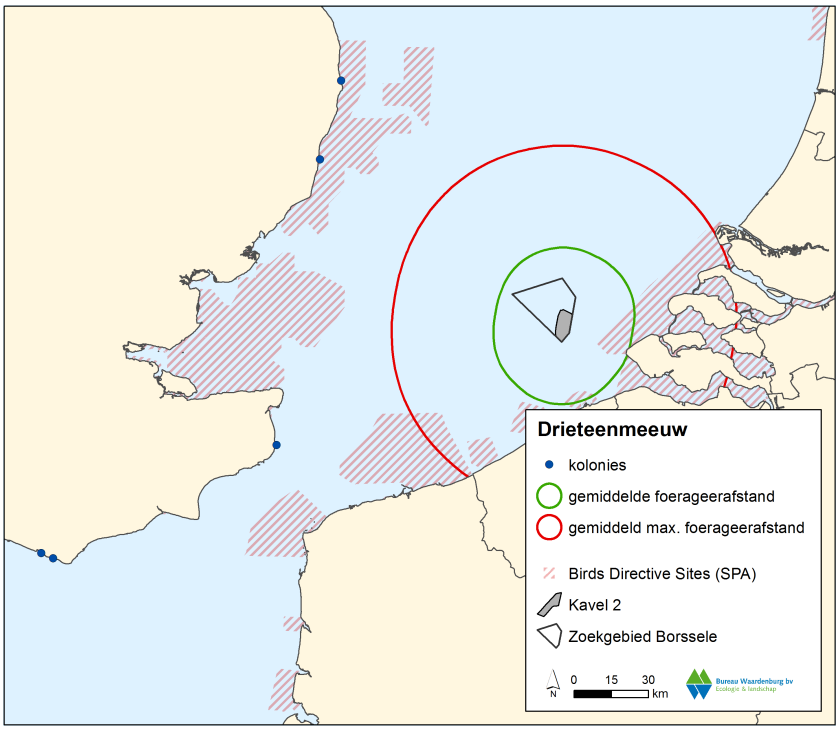
Figuur 2.6a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel I in windenergiegebied Borssele.



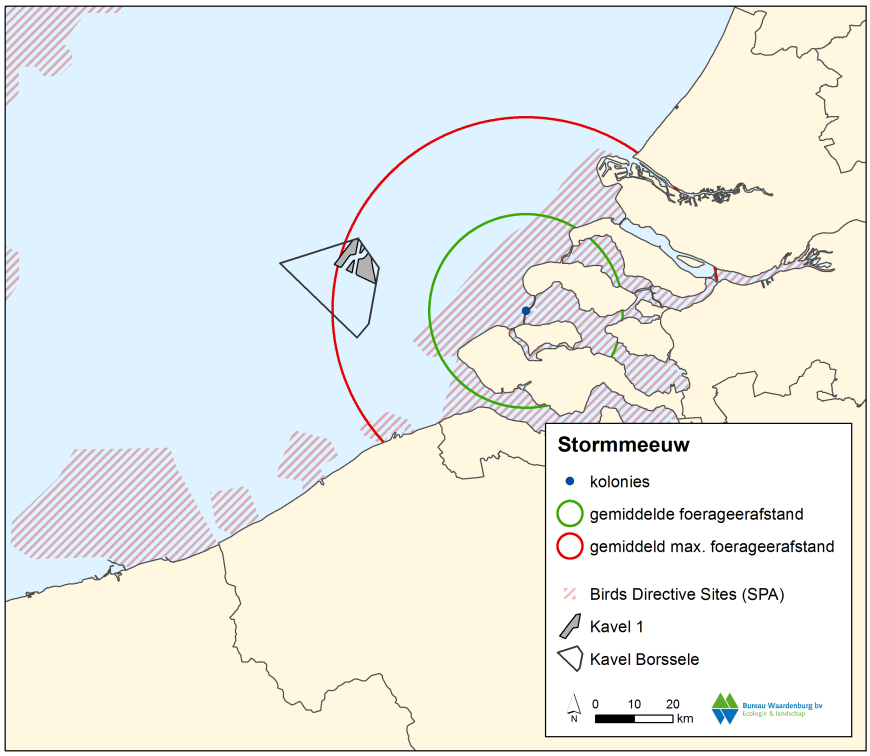
Figuur 2.6b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel II in windenergiegebied Borssele.



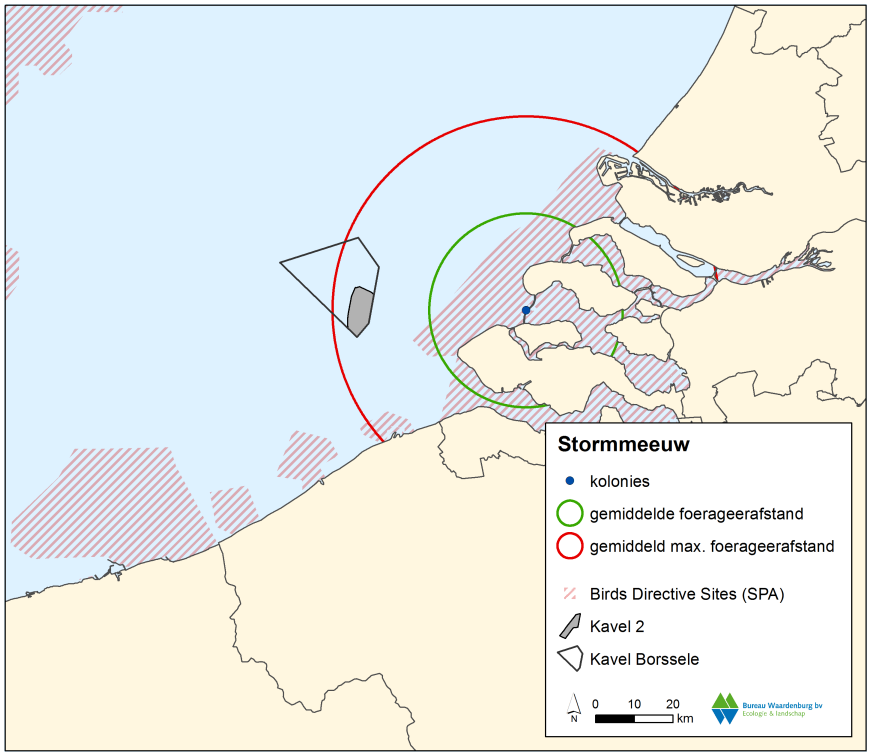
Figuur 2.8a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel I in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.



Figuur 2.8b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel II in windenergiegebied Borssele. Windenergiegebied Borssele ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.



Figuur 2.9a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit stormmeeuw kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel I ligt binnen het bereik van kolonies in Nederland.



Figuur 2.9b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) vanuit stormmeeuw kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel II ligt binnen het bereik van kolonies in Nederland.

Kokmeeuw

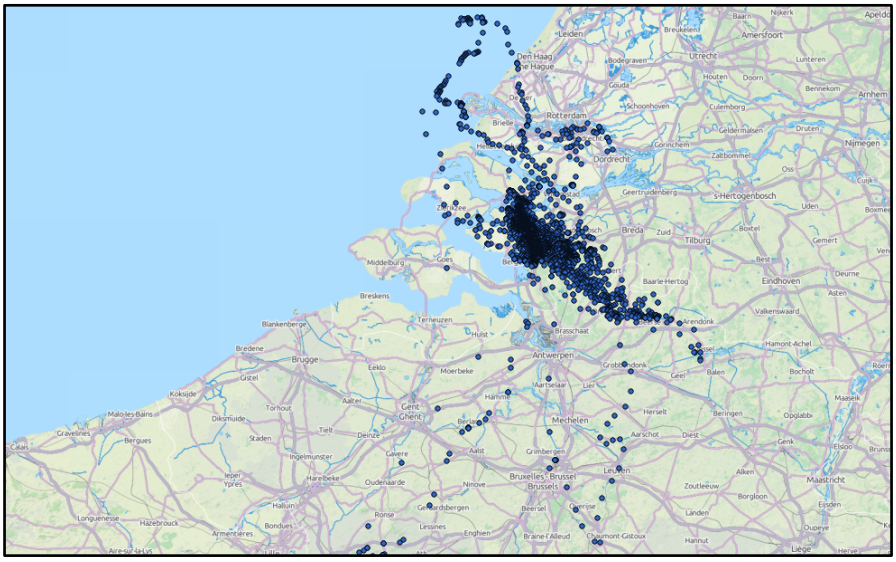
Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range offshore is beperkt. Op basis van survey gegevens is een gemiddelde afstand van 11 km (max 40 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 26 km. 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. Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde broedkolonies van kokmeeuwen in de Nederlandse Delta is uitgesloten dat broedende kokmeeuwen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Stormmeeuw

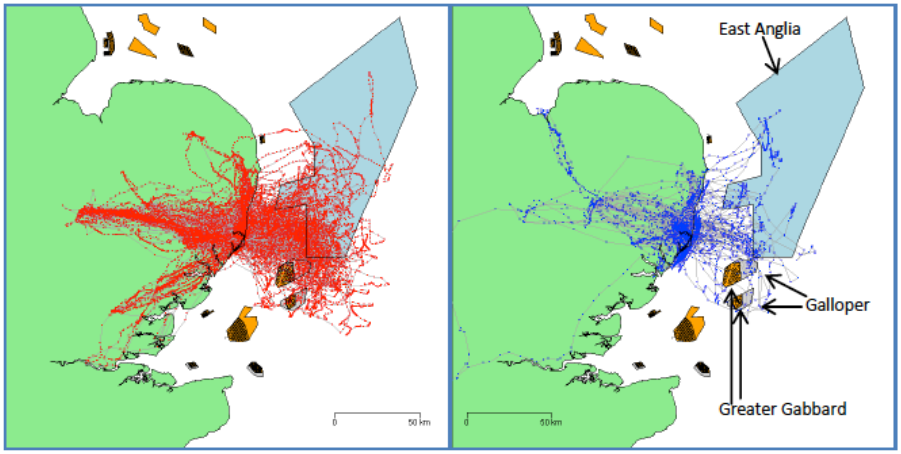
Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Op basis van survey gegevens is een gemiddelde afstand van 25 km (max 50 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. In OWEZ werden in het voorjaar en zomer foeragerende stormmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011) echter van deze vogels is onbekend of dit broedende exemplaren waren, en net als bij kokmeeuwen zijn dit waarschijnlijk (sub-adulte) niet broedende vogels. Broedende stormmeeuwen in de kolonie op Neeltje Jans kunnen in windenergiegebied Borssele foerageren (fig. 2.9a en b), echter deze kolonie heeft geen beschermde status. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

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. Vogels uit diverse kolonies langs de kust (o.a. Volkerak, Veerse Meer en de Maasvlakte, maar ook vanuit kolonies in België en de zuidkust van het Verenigd Koninkrijk) kunnen het windenergiegebied Borssele bereiken. Op basis van GPS-logger onderzoek in het Volkerrak bleek echter dat een groot deel van de aldaar broedende vogels geen gebruik maakten van het zeegebied om te foerageren (Gyimesi *et al.* 2011, fig. 2.10). Vlaamse vogels bleken wel gebruik te maken van het zeegebied, alhoewel ook hier veelvuldig in het binnenland werd gefoerageerd (gegevens INBO, fig. 2.11a en b). In hoeverre dat ook geldt voor de vogels uit het Verenigd Koninkrijk is onbekend. Daar is echter wel op basis van GPS-logger onderzoek een gemiddelde range van 72 km (max 181 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a&b, 2013, fig. 2.12). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011 in Dirksen *et al.* 2012) is gebleken dat de soort een gemiddelde maximale foerageerafstand van 80 km buiten de kolonie heeft. Het windenergiegebied Borssele ligt daarmee binnen de foerageerafstand van kleine mantelmeeuwen uit diverse kolonies in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk (fig. 2.13a en b).



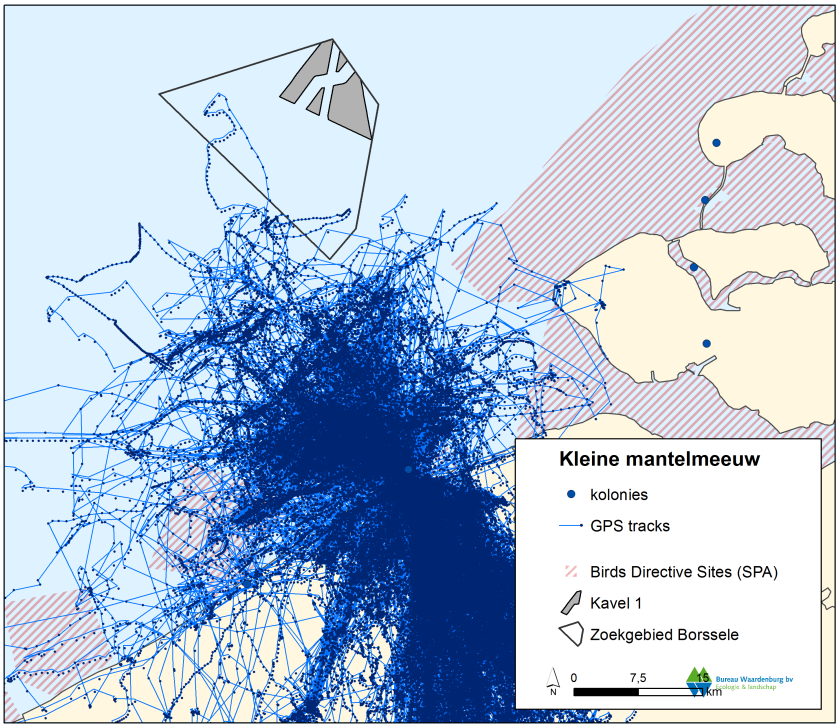
Figuur 2.10 Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies in het Volkerrak (Gyimesi et al. 2011).



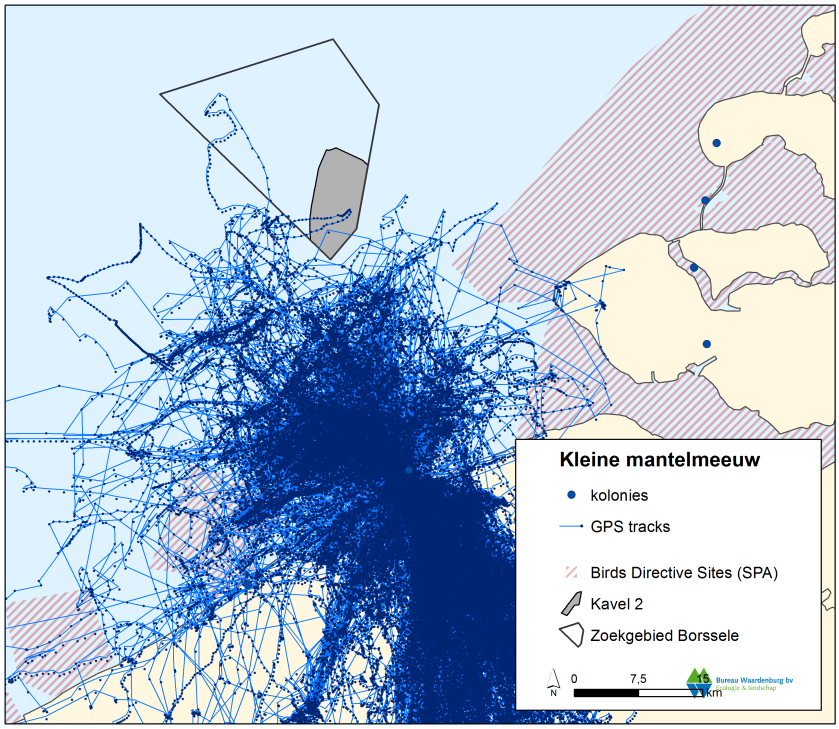
Figuur 2.12 Vluchten van kleine mantelmeeuwen in 2011 vanuit de kolonie in Orford Ness. De rode lijnen zijn vogels gezenderd in 2011 en de blauwe werden gezenderd in 2010. Afbeelding overgenomen uit Thaxter et al. 2012b.

Zilvermeeuw

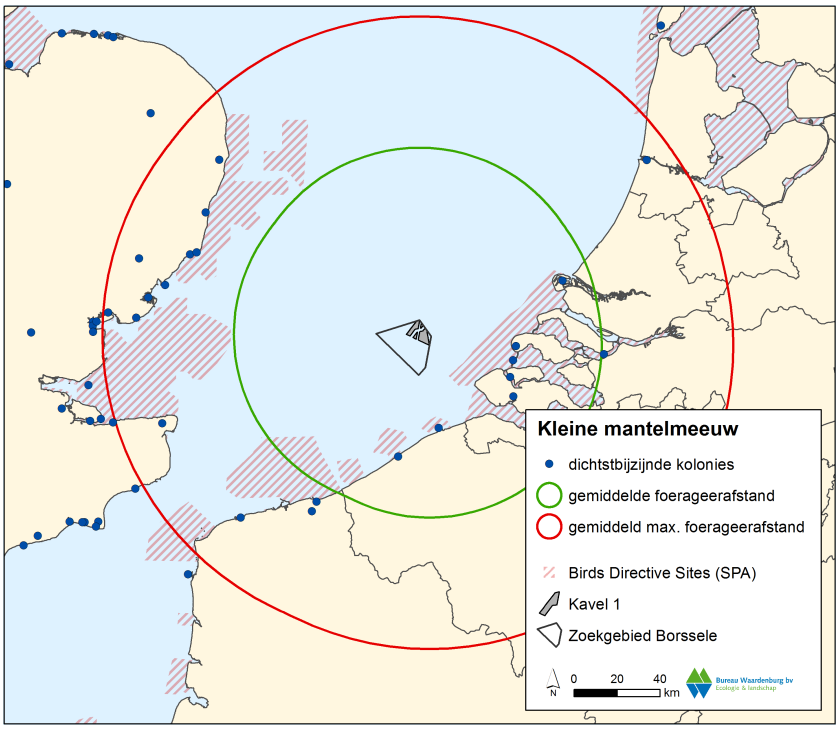
De dichtstbijzijnde kolonies zilvermeeuwen bij windenergiegebied Borssele liggen in de Nederlandse Delta, België en aan de zuidkust van het Verenigd Koninkrijk. Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit GPS-logger 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, C.J. Camphuysen via UvA-BiTs website). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren.



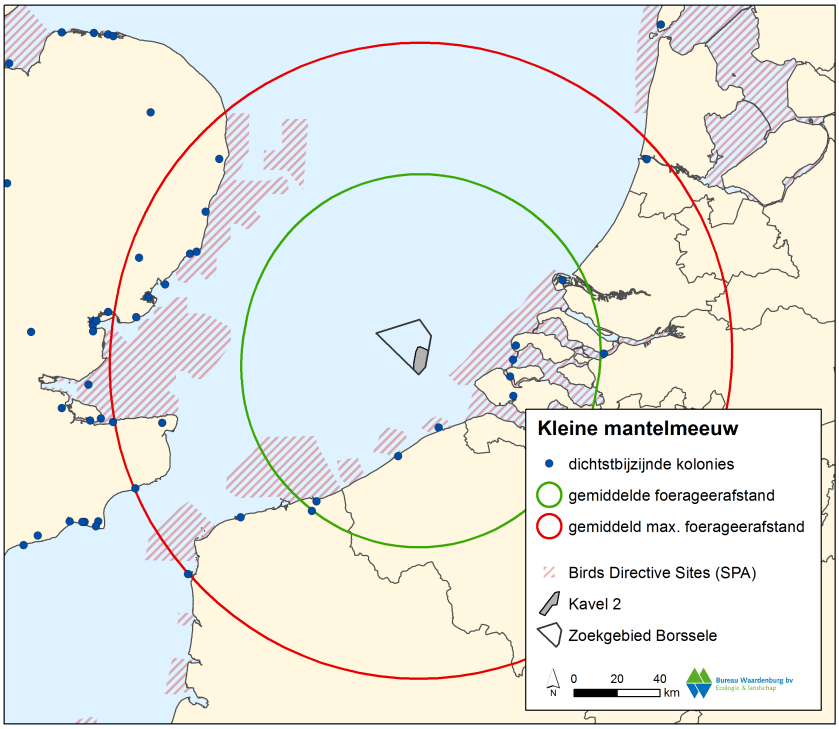
Figuur 2.11a Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies nabij Zeebrugge tijdens het broedseizoen van 2013 in de buurt van Kavel I in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.11a Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies nabij Zeebrugge tijdens het broedseizoen van 2013 in Kavel II in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.13a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel I ligt binnen het bereik van kolonies in het Verenigd Koninkrijk, Frankrijk, België en Nederland.



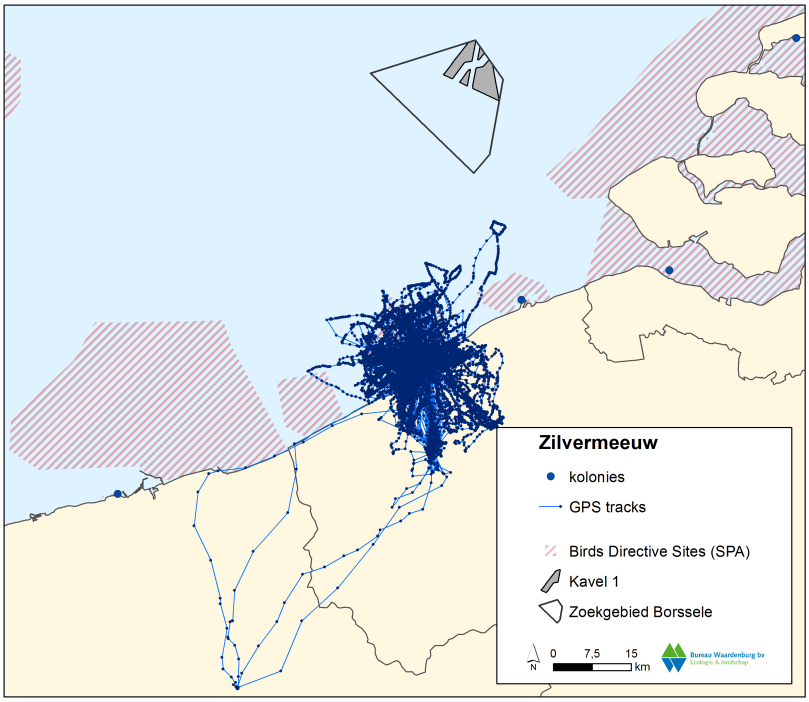
Figuur 2.13b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel II ligt binnen het bereik van kolonies in het Verenigd Koninkrijk, Frankrijk, België en Nederland.

In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden (fig. 2.14a en b), 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 Borssele ligt in potentie binnen de foerageerafstand van zilvermeeuwen uit diverse kolonies in Nederland en België (fig. 2.15a en b). Echter, zenderonderzoek in Nederland en België gaf aan dat zilvermeeuwen hier een kustgebonden verspreiding hebben en dus naar waarschijnlijkheid geen regelmatige vluchten door windenergiegebied Borssele hebben. Daarnaast zijn kolonies waarin deze soort broedt niet beschermd. Aanvaringsslachtoffers in kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

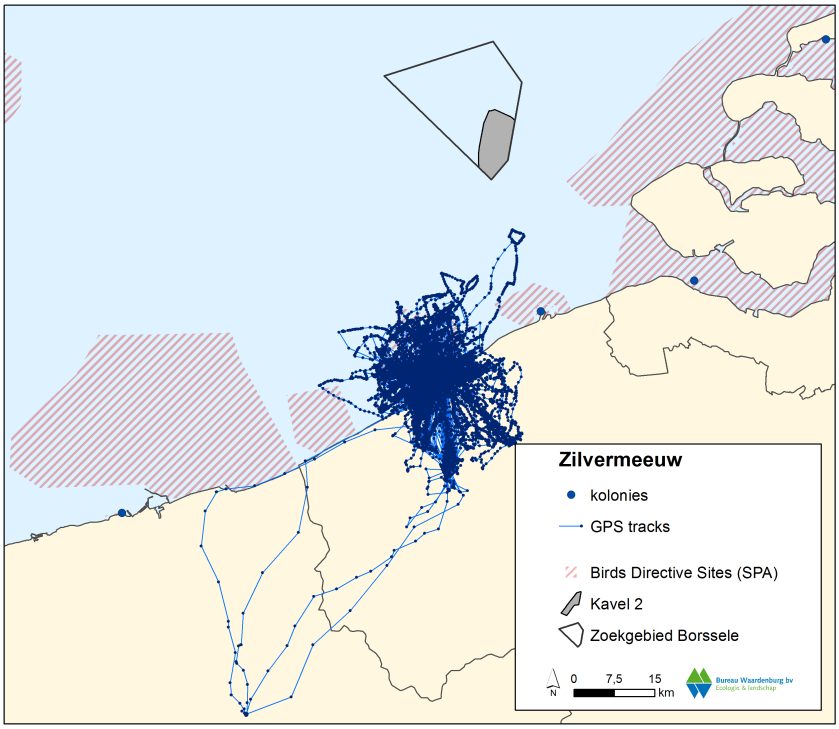
Grote mantelmeeuw
Aan de Nederlandse en Zuid Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is onbekend welke foerageerrange ze hebben, maar waarschijnlijk is die vergelijkbaar met die van kleine mantelmeeuwen (~80 km). Het windenergiegebied Borssele ligt daarmee binnen de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland en het Verenigd Koninkrijk (fig. 2.13), echter de aantallen grote mantelmeeuwen zijn in die kolonies zeer klein en daarmee ook is het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels ook minimaal. Ook zijn deze kolonies niet beschermd via de Nbwet. Aanvaringsslachtoffers 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 offshore (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 Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns (in de Westerschelde) is uitgesloten dat broedende dwergsterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies dwergsterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

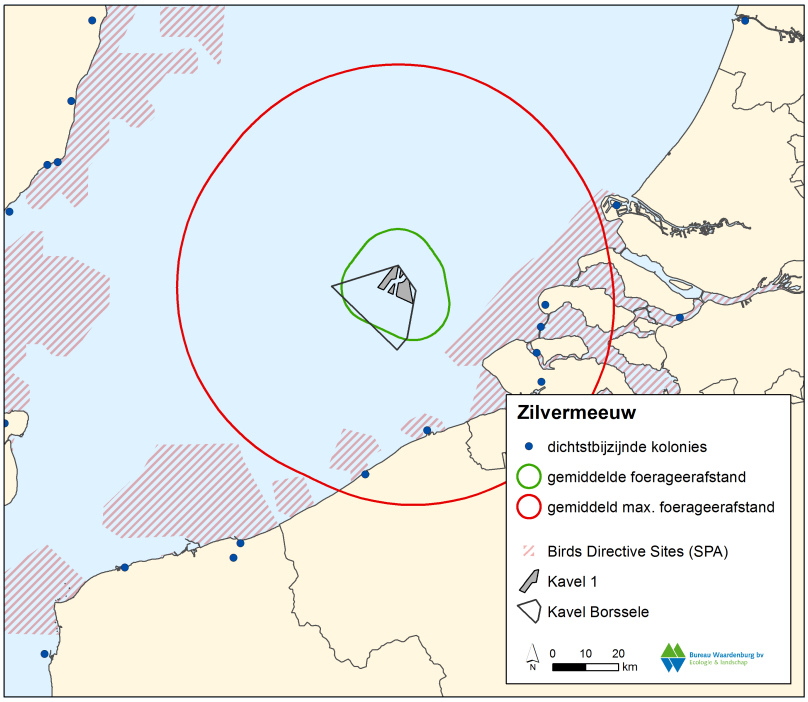
Noordse stern
Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de 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



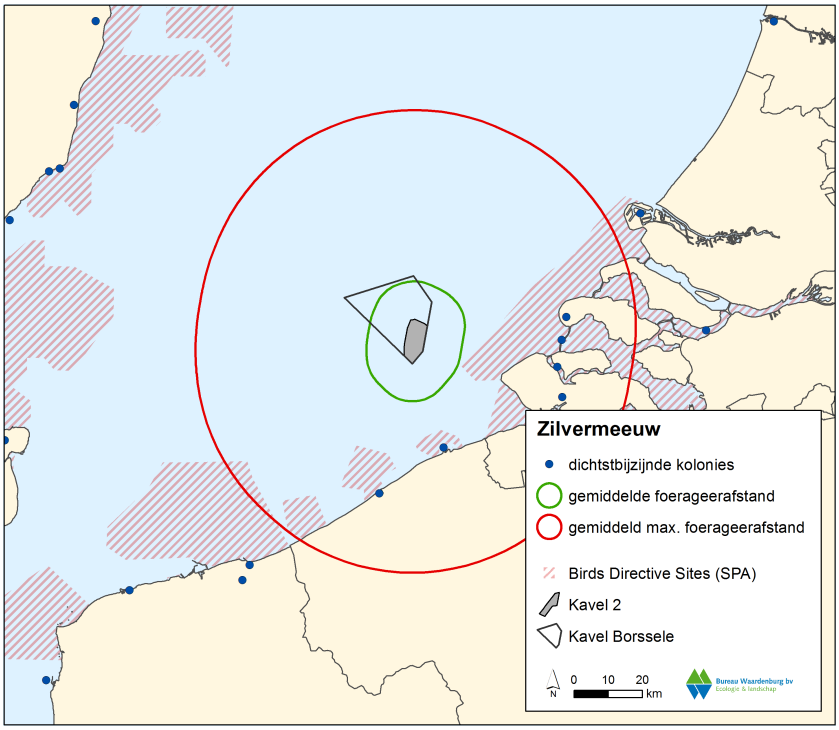
Figuur 2.14a Vluchten van zilvermeeuwen vanuit kolonies nabij Oostende tijdens het broedseizoen van 2013 in relatie tot Kavel I in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.14b Vluchten van zilvermeeuwen vanuit kolonies nabij Oostende tijdens het broedseizoen van 2013 in relatie tot Kavel II in windenergiegebied Borssele. Data: http://www.gbif.org/dataset/83e20573-f7dd-4852-9159-21566e1e691e.



Figuur 2.15a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel I ligt binnen het bereik van kolonies in België en Nederland.



Figuur 2.15b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel II ligt binnen het bereik van kolonies in België en Nederland.

24 km (Thaxter *et al*. 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Visdief

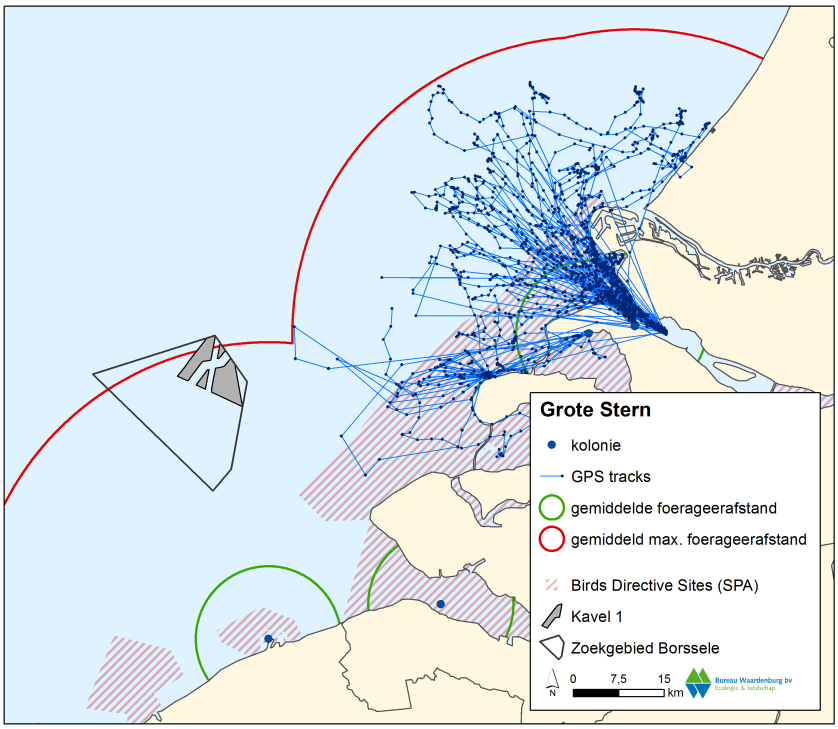
Visdieven foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van visdieven zijn onderzocht op diverse plaatsen in Europa en Amerika en op basis van waarnemingen en gegevens uit radiozenders kon de range worden bepaald op 5 km van de kolonie (max 30 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 Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van visdieven is uitgesloten dat broedende visdieven foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers in kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Grote stern

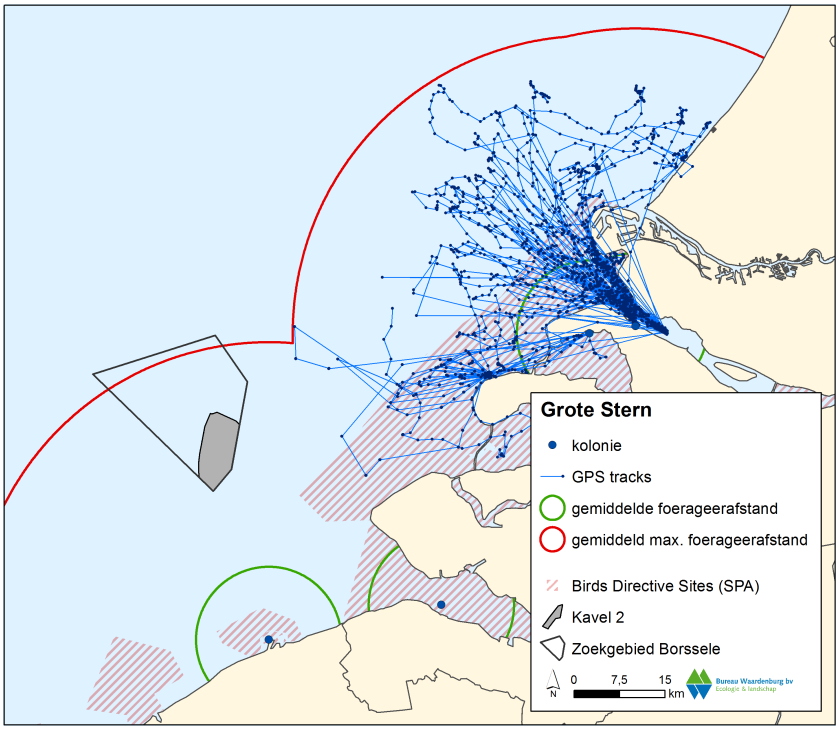
De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als ver offshore. Op basis van zichtwaarnemingen tijdens 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 ligt van de kolonie (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014b, fig. 2.16a en b). Op basis van deze gegevens samen ligt windenergiegebied Borssele op de grens vanwaar grote sterns uit de kolonie op de Hooge Platen kunnen komen (fig. 2.17a en b). Voor sterns uit de kolonie in Zeebrugge geldt dit in nog grotere mate.

Zeekoet

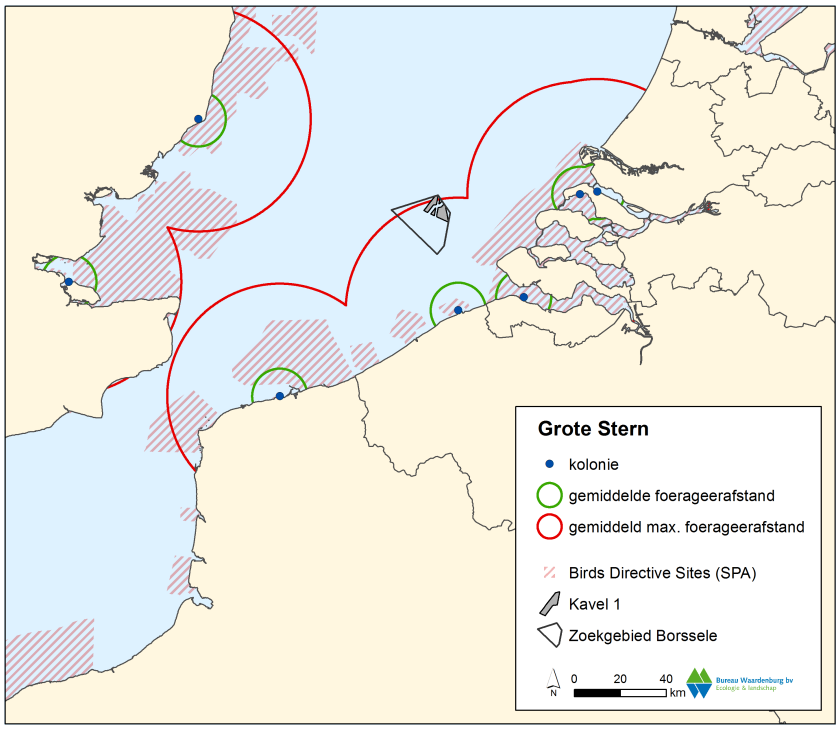
Ten opzichte van het windenergiegebied Borssele ligt de dichtsbijzijnde kolonie zeekoeten aan de Engelse zuidkust. Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van waarnemingen en radiozenders onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 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 Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten is uitgesloten dat broedvogels van deze soort



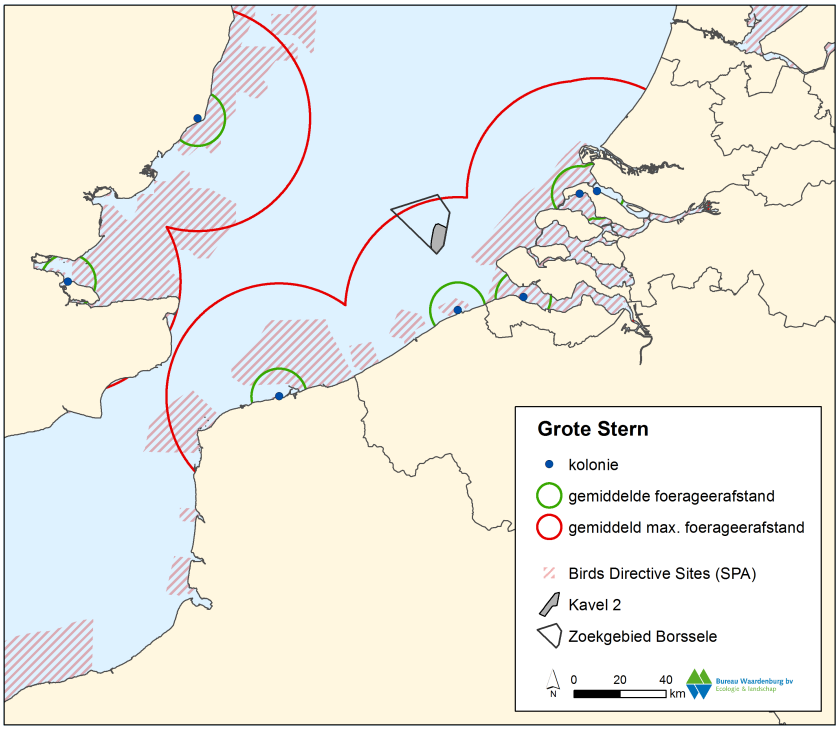
Figuur 2.16a Foerageervluchten van grote sterns vanaf Markenje (Grevelingen), de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) in relatie tot Kavel I. Afbeelding op basis van data uit Poot et al. (2013b).



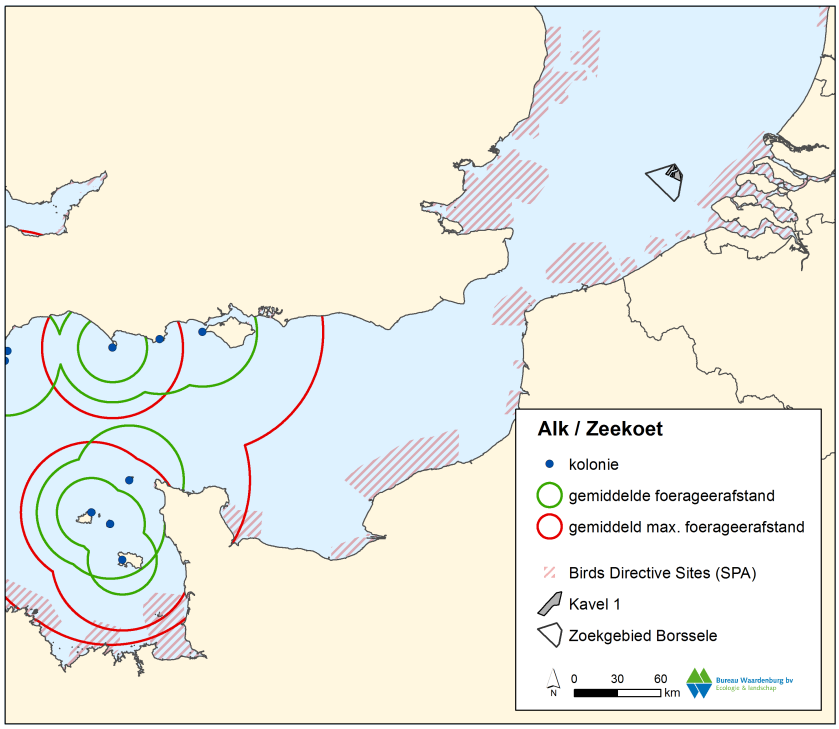
Figuur 2.16b Foerageervluchten van grote sterns vanaf Markenje (Grevelingen), de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) in relatie tot Kavel II. Afbeelding op basis van data uit Poot et al. (2013b).



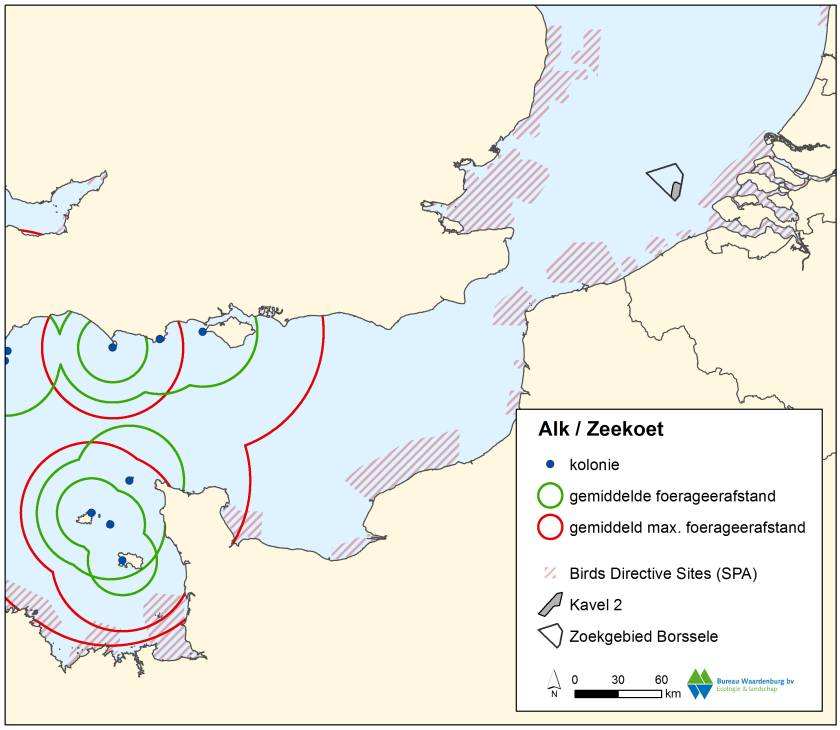
Figuur 2.17a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel I ligt binnen het bereik van sterns van de Hooge Platen en uit Zeebrugge.



Figuur 2.17b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond windenergiegebied Borssele. Kavel II ligt binnen het bereik van sterns van de Hooge Platen en uit Zeebrugge.



Figuur 2.18a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van alk (24 en 49 km) en zeekoet (38 en 84 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel I ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.



Figuur 2.18b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van alk (24 en 49 km) en zeekoet (38 en 84 km) rond windenergiegebied Borssele. Kavel II ligt niet binnen het bereik van één van de kolonies.

foerageervluchten maken door dit gebied (fig. 2.18a en b). Aanvaringsslachtoffers in kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk
Ten opzichte van het windenergiegebied Borssele ligt de dichtsbijzijnde 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 Borssele tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied (fig. 2.18a en b). Aanvaringsslachtoffers in kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.4 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 Borssele. Uitgaande van een buffer rond het park van 2 km op basis van onderzoek naar de verstoringsafstanden van zeevogels en watervogels rond offshore windparken (e.g. Petersen *et al.* 2006), is de totale breedte van het gebied ten opzichte van de noord-zuid lijn (max.) 14,8 km en ten opzichte van de oost-west lijn 15,5 km voor Kavel I. Voor Kavel II is dit respectievelijk 13,2 en 6,2 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 biedt 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 door windenergiegebied Borssele vliegen, met welke intensiteit ze daar vliegen, op welke hoogte en in welke richtingen. 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, 2011), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) grenzend aan windenergiegebied Borssele, 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 teruggegrepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983),

Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al*. 2001 en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied Borssele 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 Borssele.

Zeevogels

Boven windenergiegebied Borssele zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en

Tabel 2.9 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied Borssele.

Soort	Voorkomen*	Vliegrichting**	Vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
grote stern	3	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-
bv. rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			

Vervolg tabel 2.9

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

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

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

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

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 Borssele: 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 met name het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dichter langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. De zuidelijke punt van het windenergiegebied Borssele is daarvan wel de uiterste grens van het voorkomen van de meerderheid van deze soorten. 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 westen van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang, echter het windenergiegebied Borssele ligt tientallen kilometers ten zuiden van de hoofdtrekbaan van deze soort tussen Nederland en Engeland (Lensink in Leopold *et al.* 2013).

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 Borssele zal mogelijk in de zuidelijke punt 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). Op basis van scheepstellingen in het aangrenzende Belgische deel is echter vastgesteld dat de intensiteit van echte zeevogels over de gehele lengte van Borssele ongeveer hetzelfde is, en er geen gebieden zijn waar verdichtingen van trekstromen optreden (Vanermen & Stienen 2006, Vanermen *et al.* 2009). In totaal trekt een ordegrootte van tienduizenden tot miljoenen vogels per soort door het windenergiegebied Borssele. 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 huidige windparken in de Belgische EEZ zorgen voor condensatie van trekbanen door macro-vermijdingsgedrag (e.g. Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.
Radarstudies in de afgelopen decennia laten alle een hogere dichtheid vliegende vogels direct onder de kust en een afnemende dichtheid verder van de kust af zien (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 Borssele 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 Borssele betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver offshore 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 offshore (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 die momenteel wordt gereviewed, 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.* submitted). 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 langsvliegt.

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 ‘land’vogels 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, roofvogels en 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 IV).

'Land'vogels: ganzen en zwanen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor ganzen en zwanen bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: eenden

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele bergeenden, krakeenden en meerkoet waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog grote zaagbek, middelste zaagbek, topper, kuifeend, tafeleend, smient, pijlstaart, wintertaling, zomertaling, wilde eend en slobeend 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: reigers

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele geen reigers waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor reigers bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: roofvogels en uilen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele geen roofvogels en uilen waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). 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 I en II 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: steltlopers

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele goudplevier, wulp en regenwulp waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog kanoet, bonte strandloper, kleine strandloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, kievit, bontbekplevier, strandplevier, morinelplevier, scholekster, grutto, rosse grutto, steenloper, oeverloper, tureluur, groenpootruiter, kemphaan, 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10).

'Land'vogels: zangvogels

Tijdens de scheepstellingen werden rond windenergiegebied Borssele graspieper, witte kwikstaart, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw, kneu en vink waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog pestvogel, grote barmsijs, huiszwaluw, boerenzwaluw, gierzwaluw, gele kwikstaart, grote gele kwikstaart, rouwkwikstaart, oeverpieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, winterkoning, roodborst, grote lijster, zwarte roodstaart, bonte vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, zwartkop, goudhaan, keep, sijs, 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 2.19), 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 rotor hoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Borssele (tabel 2.10). Echter door de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep wel onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in Borssele.

Tabel 2.10 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km die trekken door windenergiegebied Borssele op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld op basis van visuele waarnemingen door Krijgsveld et al. (2011) rond OWEZ. Hiervoor is uitgegaan van de rotorgrootte van OWEZ en voor zangvogels voor de drie rotorgrootte's van Borssele.

		Aantalsschattingen per strekkende kilometer			
Soortgroep	**Fractie van totale flux op OWEZ**	**OWEZ**	**Borssele V1**	**Borssele V2**	**Borssele V3**
ganzen en zwanen	0,007	~2.000	idem	idem	idem
eenden	0,004	~400	idem	idem	idem
reigers	0,001	~400	idem	idem	idem
roofvogels en uilen	0,0004	~200	idem	idem	idem
steltlopers	0,003	~500	idem	idem	idem
zangvogels overdag	0,15	~17.000	~18.000	~21.000	~28.000
zangvogels nacht	1	~90.000	~96.000	~109.000	~146.000
zangvogels totaal		~107.000	~114.000	~129.000	~174.000

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 Borssele zijn de volgende vliegrichtingen te onderscheiden (zie ook verzamelde kaartbeelden in Bijlage II).

Zeevogels

Vooral 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. Van der Winden *et al.* (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 Borssele 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 kustparallel 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. Beide soorten hebben verspreidingszwaartepunten in Noord- (Lauwersmeergebied, Wieringermeer voor kleine zwaan, Waddenzee en eilanden) en Zuid-Nederland (Deltagebied), al kent ook Midden-Nederland aanzienlijke aantallen kleine zwanen (Randmeren, Arkenheem, Rivierengebied). Dit zou inhouden dat er ook voor deze soorten een noord-zuid gradiënt bestaat voor trekbewegingen naar Engeland. Gezien de aantallen die zich zuidelijker in Nederland ophouden zal de oversteek zich zeker niet beperken tot het noordelijke deel van de kust. Een ander opmerkelijk fenomeen is de trek van bergeenden waarbij Engelse vogels in de Waddenzee ruien en daarna weer terug gaan en daarnaast zijn er ook 'reguliere' noord-zuid bewegingen van bergeenden.

'Land'vogels
Deze groep gebruikt twee hoofdroutes boven Borssele. 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 per dag vele tienduizenden vogels 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 najaren 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 Borssele ontbreken deze gegevens echter, maar naar alle waarschijnlijk kunnen deels de bevindingen bij OWEZ geëxtrapoleerd worden naar Borssele, omdat het dezelfde trekstromen betreft die over en breed front plaatsvinden, zoals ook eerder beschreven door Lensink & van der Winden (1997). Om deze inschattingen te staven is een aanvullende analyse mogelijk en aanbevelingswaardig op basis van data van scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013) en vliegtuigtellingen in het gebied. Deze analyse zou extra informatie kunnen verschaffen over specifieke vliegrichtingen ter plaatse. Vooralsnog blijft de informatie beperkt tot de drie hoofdgroepen zoals hierboven beschreven. Deze zijn gebaseerd op diverse kaarten uit eerdere rapportages van Fijn & Poot (2014).

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), maar ook is bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van offshore windturbines blijven. Deze hoge trek vindt met name plaats bij gunstige meewind situaties, maar in welke mate is onbekend.

Landvogels

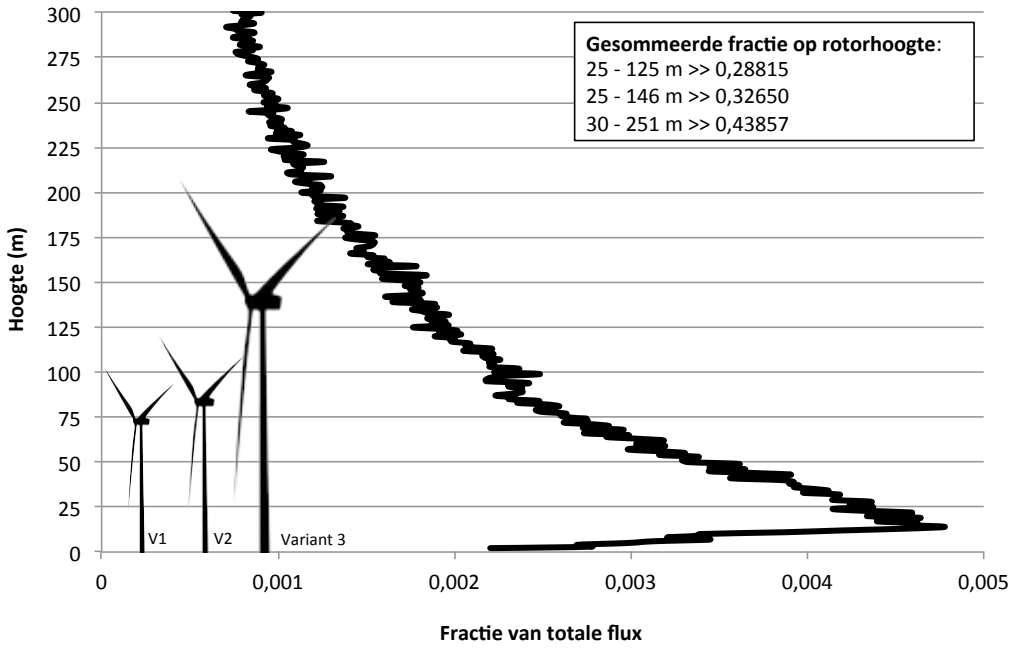
Met name niet-zeevogels trekken bij voorkeur onder gunstige omstandigheden over voor hen gevaarlijke grote zee-oppervlakten, dat wil zeggen; gunstige wind (in de rug), geen neerslag en geen gesloten wolkendek. Vaak is de trek dan beperkt tot maar een aantal hoogtelagen; daaronder bewegen zich dan vooral 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 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 Borssele, 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 'land'vogels 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 (figuur 2.19), 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 (overwinterings-gebied) 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 Borssele 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



Figuur 2.19 Hoogteprofiel van zangvogeltrek tijdens oktobernachten in OWEZ en daarmee aangegeven de cumulatieve fracties op rotorhoogte voor de verschillende alternatieven in windenergiegebied Borssele.

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 stuwing 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. Sommige soorten snijden overdag de bocht in de Hollandse kust af. Dit leidt tot het afvlakken van de gradiënt.
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 Borssele 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 slaapgelegenheid en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als prooi, een relatief ongastvrij habitat voor vleermuizen. Echter, met name op warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind, kunnen 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 foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt onder de 10 km (Ahlén *et al.* 2007). Gezien de afstand van het windenergiegebied Borssele tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.5.2 Vleermuizen tijdens seizoenstrek

In tegenstelling tot vogels is breed-front trek niet kenmerkend voor vleermuizen. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). In het verleden zijn ook 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 (*Pipistrellus nathusii*). 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 deze soorten (o.a. Fleming & Eby 2003).

In de periode tussen 1988 en 2007 werden 34 vleermuizen geregistreerd op offshore platforms in de Noordzee, in 76% van de gevallen ruige dwergvleermuis, en deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten bij windparken in de Noordzee. Echter, in sommige offshore windparken in de Noordzee, zoals PAWP, werden meer dan 100 opnames van vleermuisroepjes gemaakt binnen een maand (ongepubliceerde gegevens IMARES). 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 Borssele en daarom is het voorkomen van deze soorten in het windenergiegebied Borssele zeer waarschijnlijk. Ook de meest recente metingen van IMARES/Field Company geven aan dat 95,7% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestond uit roepjes van ruige dwergvleermuizen en 2,6% van rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestond uit roepjes van tweekleurige vleermuizen (*Vespertilio murinus;* 1,2%) en gewone dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus;* 0,5%). Rosse vleermuizen gebruiken roepjes van een lagere toon 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 waarschijnlijk nog iets lager uit dan 2,6%.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied Borssele 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 worden daarom slechts kort behandeld in dit MER.

Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii*

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. In het algemeen wordt aangenomen dat reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk zeer zeldzaam is. 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 Noordwest-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).

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).

Tabel 2.11 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van ruige dwergvleermuizen in het windenergiegebied Borssele (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	+

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in laat augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen geregistreerd ver uit de kust 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 Borssele (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 een 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 (Dietz *et al.* 2007). In Nederland is het vooral tijdens de trekperiode, in de noordelijke helft van het land waargenomen. Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar alle waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008).

3 Effectbeschrijving

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 offshore windparken 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 verstoringsafstand 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 aantrekkingseffect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat offshore locaties 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 een windpark in het windenergiegebied Borssele:

- **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 offshore windturbines 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 Borssele 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 Borssele. 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 offshore windturbines op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	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.
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 rotor hoogte.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw en alkachtigen. Aantrekking van aalscholvers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.

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 aanvaringsslachtoffers 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 dierensoorten, 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 offshore gebouwde structuren met vaak direct mortaliteit tot gevolg. 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 sterft als gevolg van , die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde (Bruynzeel *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 offshore wind turbine 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 aanvaringsslachtoffers in het water ontbreken.

Schattingen van aantallen aanvaringsslachtoffers 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-uitwijkingspercentages (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 aanvaringsslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston *et al.* (2014).

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 offshore 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 aanvaringsslachtoffers. 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 langstrekkende 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%.

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 offshore windparken. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond offshore windparken in Denemarken en ook in Nederland en België. Echter de beschikbare informatie over verstorende effecten van offshore windparken is nog altijd beperkt.

3.3.1 Constructiefase

Over verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een offshore windpark 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 verstorende werking heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het verstorende 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 verstorend 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 verstorende effecten van offshore windparken kunnen variëren van een licht verstorende 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. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveau's onder water laag zijn tijdens de operationele fase in het 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).

Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid veroorzaakt door offshore wind turbines kunnen horen. 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 en andere juist aantrekt. 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 onderwatergeluid of juist veroorzaakt wordt door andere factoren is onbekend.

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 Leopold *et al.* 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 offshore windparken 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 offshore windpark (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 op zichte 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 offshore windpark. 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 koprui 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 offshore windparken heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de offshore windparken 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).

3.3.3 Verwijderingsfase

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de sloop van een offshore windpark 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 scheepvaart-bewegingen. 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 offshore windmolenpark 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 het gebruikelijk dat visserij wordt geweerd uit offshore windmolenparken. 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 offshore windparken, 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.

Andere mogelijke indirecte effecten van offshore windturbines 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 mocht een visserijverbod worden opgeheven zou dit weer teniet kunnen worden gedaan. Echter wereldwijd is nog nooit een offshore turbine verwijderd, en is dus ook geen praktijk ervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep.

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 Borssele 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 offshore windparken 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. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden. Bij vleermuizen speelt habitatverlies of barrièrewerking geen rol (Cryan *et al.* 2014) en deze aspecten worden dan ook niet in detail behandeld. Omdat offshore 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.

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 Borssele (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. De intensiteit van vleermuisactiviteit is nog zelden gemeten op offshore locaties. 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 offshore windparken op meer dan 10 km uit de kust. Deze hoge mate van variatie maakt directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftecijfers) moeilijk en kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden. Het is echter duidelijk dat de gemiddelde vleermuisactiviteit bij offshore windparken enkele meters boven het wateroppervlak laag is in vergelijking met de activiteit bij onshore windparken net boven de grond.

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.

4 Effectbepaling en beoordeling

In dit hoofdstuk worden de effecten op vogels en vleermuizen van een windturbinepark in het windenergiegebied Borssele bepaald op basis van de meest recente, beschikbare kennis uit onderzoek naar effecten van Nederlandse en buitenlandse offshore windparken (H3) en de meest recente informatie omtrent de verspreiding en dichtheden van vogels en vleermuizen in en nabij het windenergiegebied Borssele (H2). 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 drie 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 voor een andere benadering gekozen en wordt de effectbeoordeling in een apart hoofdstuk behandeld.

4.1 Effecten tijdens aanleg en verwijdering

Tabel 4.1 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
Aanlegfase			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
Verwijderingsfase			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	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 117 turbines meer dan drie keer zoveel geheid moet worden dan voor de alternatieven met 35 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 Borssele zullen schepen van en naar het 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 offshore windparken 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 1 bouwseizoen van ca. 4 maanden (juli t/m oktober). Windenergiegebied Borssele 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 offshore windpark 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 Borssele

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 aanvaringsslachtoffers te berekenen. In Bijlage IV wordt de theorie achter dit model nader toegelicht en worden de verschillende rekenstappen verder behandeld. Aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de scheepstellingen (Vanermen *et al.* 2013). Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Borssele. Hiermee geven ze het meest realistische beeld van de huidige situatie in windenergiegebied Borssele.

Over het algemeen zijn de dichtheden uit de scheepstellingen hoger dan die uit de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011), uitgezonderd de dichtheden voor dwergmeeuw, grote stern en alk die juist tijdens de vliegtuigtellingen hoger bleken. Dit kan te maken hebben met de timing van deze surveys die beperkt waren tot 1 jaar en niet in alle maanden. Hierdoor kan een vertekend beeld ontstaan en daarom is gekozen om uitsluitend de scheepstellingen te gebruiken voor de slachtofferberekeningen. De dichtheden bepaald op basis van de gecombineerde ESAS/MWTL database (Leopold *et al.* 2015) zijn over het algemeen juist hoger dan de scheepstellingen van Vanermen *et al.* (2013). De oorzaken waarom dit is zijn onduidelijk. In dit MER is gekozen om de gegevens van Vanermen *et al.* (2013) te gebruiken, omdat deze zeer nabij het windenergiegebied Borssele verzameld, terwijl de ESAS/MWTL data maar kleine delen van het windenergiegebied Borssele beslaan en vooral bestaan uit geïnterpoleerde gegevens. Bovendien zijn de Belgische gegevens recenter verzameld en met een veel grotere telinspanning. Tevens is tijdens deze tellingen een breder soortenspectrum waargenomen.

Jaarlijkse aantallen aanvaringsslachtoffers voor de drie alternatieven in windenergiegebied Borssele zijn uitsluitend berekend voor soorten waarvan de gemiddelde jaarlijkse dichtheid boven de 0,005 vogels per vierkante kilometer bedroeg (tabel 4.2). 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 Leopold *et al.* (2015).

In tabel 4.3 - 4.5 zijn de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringsslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven. 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 twee-bladige turbines. In Bijlage V wordt een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringsslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines. Tweebladige turbines zorgen voor een evenredige vermindering van de aantallen slachtoffers. Verschillen in dichtheden vogels (en daarmee aantallen aanvaringsslachtoffers) tussen kavel I en kavel II zijn niet aan te tonen door de relatief beperkte resolutie van de uitgevoerde tellingen en de telinspanning. Daarom kan worden verondersteld dat de hier beschreven effecten gelden voor beide kavels.

Tabel 4.2 Jaarlijkse aantallen te verwachte aanvaringsslachtoffers van drie alternatieven van een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. submitted) en voor een soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).

soort	Alternatief 1 117 * 3MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10MW ø 221 m
roodkeelduiker	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	24	24	3
zwarte zee-eend	0	0	0
grote jager	0	0	0
kleine jager	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0
stormmeeuw	24	22	4
kleine mantelmeeuw	158	156	27
zilvermeeuw	18	18	3
grote mantelmeeuw	46	46	9
dwergmeeuw	4	4	1
drieteenmeeuw	7	7	1
visdief	1	1	0
grote stern	1	1	0
alk	0	0	0
zeekoet	0	0	0
alk / zeekoet	0	0	0
ganzen en zwanen	46	52	20
eenden	6	7	3
reigers	8	9	4
roofvogels en uilen	2	2	1
steltlopers	6	6	2
zangvogels	1073	1257	744
Totaal	**1424**	**1612**	**822**

*Tabel 4.3 Maandelijkse te verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers van Alternatief 1 (117 * 3MW ø 100 m) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en voor een soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Totaal
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	1	1	2	1	0	1	1	0	8	5	3	0	24
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	18	24
kleine mantelmeeuw	0	5	29	50	33	26	5	5	4	1	0	0	158
zilvermeeuw	1	7	1	1	1	0	0	0	0	0	0	6	18
grote mantelmeeuw	6	4	1	0	0	0	0	0	2	2	2	28	46
dwergmeeuw	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4
drieteenmeeuw	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	4	7
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
grote stern	0	0	0	0	0	0	1	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 4.4 Maandelijkse te verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers van Alternatief 2 (117 * 3MW ø 121 m) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en voor een soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Totaal
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	1	1	2	1	0	1	1	0	9	5	3	0	24
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	17	22
kleine mantelmeeuw	0	5	29	49	32	25	5	5	4	1	0	0	156
zilvermeeuw	1	7	1	1	1	0	0	0	0	0	0	6	18
grote mantelmeeuw	6	4	1	0	0	0	0	0	2	2	2	28	46
dwergmeeuw	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4
drieteenmeeuw	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
grote stern	0	0	0	0	0	0	1	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 4.5 Maandelijkse te verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers van Alternatief 3 (35 * 10MW ø 221 m) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) en op basis van vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en voor een soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	Totaal
roodkeelduiker	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
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	1	1	0	0	3
zwarte zee-eend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4
kleine mantelmeeuw	0	1	5	9	6	4	1	1	1	0	0	0	27
zilvermeeuw	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
grote mantelmeeuw	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9
dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
drieteenmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
visdief	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
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 Effecten tijdens gebruiksfase – Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 4.6 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op lokaal verblijvende vogels.

Effecten windpark	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**	**Alternatief 3**
	117 * 3 MW ø 100 m	**117 * 3 MW ø 121 m**	**35 * 10 MW ø 221 m**
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	-	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-

4.3.1 Aanvaringen

Op basis van de dichtheden van zeevogels die werden vastgesteld tijdens de scheepstellingen door het INBO (Vanermen *et al.* (2013), tabel 2.5) zijn met behulp van het Extended Band Model (Band 2012) het verwachte aantal aanvaringsslachtoffers bepaald voor de vastgestelde zeevogels (tabel 4.2).

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat enkele honderden tot duizenden zeevogels per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van

een windpark in windenergiegebied Borssele. Met name kleine en grote mantelmeeuwen zullen slachtoffer vallen als gevolg van aanvaringen, maar ook stormmeeuw, zilvermeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, jan-van-genten, visdief en grote stern zullen jaarlijks slachtoffer worden.

De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens ons kader ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3MW alternatieven. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta (Bijlage in het KEC; Leopold *et al.* 2015) over significantie met betrekking tot de Natuurbeschermingswet 1998, in combinatie met de grote afstand die er is tussen windenergiegebied Borssele en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn wij van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op lokale zeevogels zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

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 9 van de Flora- en faunawet. In de bijlage 'Flora en faunawet' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet 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.

4.3.2 Barrièrewerking

Lokale zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied Borssele geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Er wordt dan ook ingeschat dat barrièrewerking voor lokaal verblijvende soorten niet optreedt. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op lokale zeevogels zijn in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 dan ook uit te sluiten.

4.3.3 Habitatverlies

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door offshore windparken worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied Borssele. Anderen, zoals jan-van-genten komen gedurende het hele jaar voor, terwijl alken en zeekoeten alleen gedurende het winterhalfjaar aanwezig zijn in het gebied.

In het windenergiegebied Borssele 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 offshore platform of een geankerd schip. Op het

werkplatform van windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) offshore platforms elders in de Noordzee. 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 de 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 vliegen tussen de verschillende visserschepen, 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 (Leopold *et al.* 2015) 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 4.7).

Tabel 4.7 Aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van maandelijkse vogeldichtheden uit scheepstellingen (Vanermen et al. 2013, tabel 2.5) en een windpark oppervlak van 63,5 km^2 voor Kavel I en 60 km^2 voor Kavel II.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km^2)	opp. windpark Kavel I / Kavel II (km^2)	Berekende sterfte door habitatverlies	
			Kavel I	Kavel II
roodkeelduiker	0,02	63,5 / 60	0	0
noordse stormvogel	0,56	63,5 / 60	4	3
jan-van-gent	1,04	63,5 / 60	7	6
zwarte zee-eend	0,01	63,5 / 60	0	0
grote jager	0,04	63,5 / 60	0	0
kleine jager	0,02	63,5 / 60	0	0
kokmeeuw	0,01	63,5 / 60	0	0
stormmeeuw	1,20	63,5 / 60	8	7
kleine mantelmeeuw	3,53	63,5 / 60	22	21
zilvermeeuw	0,48	63,5 / 60	3	3
grote mantelmeeuw	2,18	63,5 / 60	14	13
dwergmeeuw	0,36	63,5 / 60	2	2
drieteenmeeuw	2,04	63,5 / 60	13	12
visdief	0,07	63,5 / 60	0	0
grote stern	0,12	63,5 / 60	1	1
alk	0,57	63,5 / 60	4	3
zeekoet	1,70	63,5 / 60	11	10
alk / zeekoet	0,10	63,5 / 60	1	1

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en voor alle alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag even groot is. Mocht er voor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te maken, dan is dit een beter alternatief bezien vanuit de ecologie. In samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie met betrekking tot de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Leopold *et al.* 2015), zijn wij van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van habitatverlies op lokale zeevogels zijn uit te sluiten. 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 Borssele 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 offshore 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 onstaan 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, waardoor worst-case moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten.. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op lokaal verblijvende vogels zijn in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.4 Effecten tijdens gebruiksfase – Kolonievogels

Tabel 4.8 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op kolonievogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-

4.4.1 Aanvaringen

Op basis van foerageerranges die zijn bepaald met GPS-logger onderzoek in Nederland, België en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat in potentie windenergiegebied Borssele bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit kolonies die liggen binnen Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden voor deze soorten instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd als broedvogel. Voor beide soorten worden hieronder de effecten behandeld en beoordeeld.

Kleine mantelmeeuw
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels uit het Veerse Meer en Volkerrak in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. In België zijn geen kolonies kleine mantelmeeuwen beschermd in het kader van Natura 2000. Wel ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange vanuit het Engelse Natura 2000-gebied Alde, Ore, Butley Estuary.

Alleen de kleine mantelmeeuwen met GPS-loggers uit Belgisch onderzoek in Zeebrugge en vanuit de Engelse kolonie in Orford Ness bleken tot in windenergiegebied Borssele te reiken. Echter geen van de vogels werden in Kavel I vastgesteld. Wel werden vogels uit België in Kavel II vastgesteld. Daarom is in de volgende berekeningen aangenomen dat de vogels uit deze kolonies ook in Kavel I komen, om de worst-case benadering te waarborgen. Van vogels uit de Nederlandse

kolonie in het Volkerrak 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 Borssele verwaarloosbaar zijn. Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre deze op zee foerageren.

Uit de slachtofferberekeningen (§4.2) blijkt dat tijdens het broedseizoen (mei – jul) 64 (alternatief 1), 62 (alternatief 2) en 11 (alternatief 3) kleine mantelmeeuwen slachtoffer worden. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat namelijk 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 reëele en veilige schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat 64*0,6 = 38 (a1), 37 (a2), en 7 (a3) slachtoffers broedende adulten zijn. Daarnaast is het zo dat niet al deze slachtoffers afkomstig zijn uit beschermde kolonies. Op basis van foerageerrange (80 km, figuur 2.13a en b) kunnen in totaal ongeveer 50.000 broedparen tot in windenergiegebied Borssele komen (verzamelde gegevens uit Mitchell *et al.* 2004, Strucker *et al.* 2014, ongepubliceerde INBO gegevens). Veruit de meeste hiervan komen echter niet uit Natura 2000-kolonie's in met name Nederland, maar ook in België. Vogels die broeden binnen beschermde kolonies maken hier maar ongeveer 996/50000 = 2,0% (Veerse Meer) en 1122/50000 = 2,2% (Orford Ness) van uit. Dit zorgt ervoor dat 38*0.02 = 1 (a1) slachtoffer uit het Veerse Meer afkomstig is en 37*0,02 = 1 (a2) en 7*0,02=0 (a3). Voor Orford Ness zijn de aantallen respectievelijk 1, 1, en 0 slachtoffers (tabel 4.9).

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat maximaal 1 kleine mantelmeeuw van de broedkolonies in Orford Ness per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele en 1 in de kolonie in het Veerse Meer (tabel 4.9). De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3MW alternatieven.

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 1.122 broedparen in Orford Ness en 996 in het Veerse Meer). 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 respectievelijk 2,0 en 1,8 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 ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Tabel 4.9 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies van Orford Ness (Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary) en Veerse Meer (Natura 2000-gebied Veerse Meer), die werden gecorigeerd voor de aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies en het deel floaters in de populatie. Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

Kolonie	Indicatief aantal broedpaar	Bron
Nederlandse Delta incl Europoort	37000	Strucker *et al.* 2014
Engelse kust	7000	Mitchell *et al.* 2004
Belgische kust	3800	Stienen pers. comm.
Totaal	48.000 (~50.000)	

Kolonie	instandhoudings-doelstelling	Huidige aantal broedpaar	Percentage van totaal
Orford Ness	4070	1122 (2011-2012)	2,2%
Veerse Meer	590	996 (2010 – 2013)	2,0%

	Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3
	117 * 3MW ø 100 m	117 * 3MW ø 121 m	35 * 10MW ø 221 m
Aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)	*64*	*62*	*11*
Totaal aantal broedende adulten als slachtoffer	*38,4*	*37,2*	*6,6*
Totaal aantal slachtoffers uit kolonies in:			
Orford Ness (1122 paar)	0,84 (1)	0,82 (1)	0,15 (0)
Veerse Meer (996 paar)	0,77 (1)	0,74 (1)	0,13 (0)

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Alde/Ore Estuary, wordt maximaal 0,42%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel I of II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uitgesloten.

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Veerse Meer, wordt met maximaal 0,43% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Grote stern

Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Hooge Platen in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. Vanuit België bekeken ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange van broedvogels uit de kolonie in Zeebrugge. Als worst-case aanname zijn hier alle slachtoffers die als gevolg van windenergiegebied Borssele vallen tijdens de broedperiode (mei, jun, jul) proportioneel op basis van het aantal broedpaar aan deze twee kolonies toegewezen (tabel 4.10).

Tabel 4.10 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit de kolonies van de Hooge Platen (Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe) en Zeebrugge (Natura 2000-gebied Zeehaven Zeebrugge). Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

			Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
Kolonie	**gem. # broedpaar (periode)**	**instandhoudings-doelstelling**	**Alternatief 1** 117 * 3MW ø 100 m	**Alternatief 2** 117 * 3MW ø 121 m	**Alternatief 3** 35 * 10MW ø 221 m
Totaal			*1*	*1*	*0*
Hooge Platen	2220 (2010-2014)	6200 (regio Delta)	0,98 (1)	0,98 (1)	0
Zeebrugge	41 (2010 – 2014)	2300	0,02 (0)	0,02 (0)	0

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat jaarlijks maximaal 1 (0,98) grote stern van de broedkolonie op de Hooge Platen slachtoffer zal worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele (tabel 4.10). Voor de kolonie in Zeebrugge zijn geen slachtoffers (0,02 per jaar) te verwachten. De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de populatie op de Hooge Platen en Zeebrugge is respectievelijk 4,5 en 0,08 vogels (jaarlijkse adulte overleving: 0,898 (Robinson 2005) bij huidige populatie's van resp. 2.220 en 41 paar).

Voor de kolonies grote sterns op de Hooge Platen, wordt maximaal 0,22%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel I of II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende grote sterns in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn uitgesloten.

Voor de kolonies grote sterns van het Natura 2000-gebied Zeebrugge, wordt met maximaal 0,22% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge zijn uit te sluiten.

De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3MW alternatieven.

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 Borssele 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 Borssele 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 offshore windparken en dus ook weinig extra afstand zullen afleggen. Hierdoor kan het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal worden beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.4.3 Habitatverlies

Verstoring en habitatverlies van kolonievogels door een windpark in windenergiegebied Borssele zou in potentie kunnen optreden voor broedende noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvermeeuwen en grote sterns. Van deze soorten zijn alleen enkele kolonies kleine mantelmeeuwen en grote sterns beschermd in 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. Negatieve effecten van habitatverlies en daarmee aanvullende sterfte door een windpark in windenergiegebied Borssele worden dan ook niet verwacht.

Daarnaast beslaat het aandeel dat een windpark in windenergiegebied Borssele uitmaakt van het totale foerageergebied van kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit Nederlandse en Belgische kolonies in Natura 2000-gebieden een dermate klein oppervlak dat ook op basis hiervan geen significante effecten worden verwacht. Het effect van verstoring op broedvogels is dan ook als marginaal negatief beoordeeld (0/-). Significante negatieve effecten door habitatverlies op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn daarmee uit te sluiten.

4.4.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark
De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied Borssele kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Borssele 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 Borssele zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals kleine mantelmeeuw. 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. Significant negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op broedende kolonievogels binnen Natura 2000-gebieden zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.5 Effecten tijdens gebruiksfase – Vogels tijdens seizoenstrek

Tabel 4.11 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**	**Alternatief 3**
	117 * 3 MW ø 100 m	**117 * 3 MW ø 121 m**	**35 * 10 MW ø 221 m**
Trekvogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	0	0	0

4.5.1 Aanvaringen

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied Borssele. 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 aanvaringsslachtoffers die vallen onder langstrekkende 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 Borssele. 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.

De beide alternatieven met de meeste turbines worden als negatief beoordeeld (-). Het alternatief met de minste turbines wordt volgens het gebruikte

beoordelingssysteem ook als negatief beoordeeld (-), echter de effecten zijn wel substantieel kleiner dan de 3MW alternatieven. Door de combinatie van de ongewisse herkomst van trekvogels in windenergiegebied Borssele, en de relatief lage aantallen slachtoffers ten opzichte van bronpopulaties, zijn wij, in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta over significantie binnen de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Leopold *et al.* 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op trekvogels niet zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

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 9 van de Flora- en faunawet. In bijlage 'Flora en faunawet' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet 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.

4.5.2 Barrièrewerking

Op basis van literatuur en een beoordeling van het windenergiegebied Borssele is het uitgesloten dat voor trekvogels die door het windenergiegebied Borssele 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 Borssele 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 de Natuurbeschermingswet 1998 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 windenergiegebied Borssele 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 de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

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 de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

4.6 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 offshore windparken op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied Borssele. In tabel 4.12 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Effecten in het kader van de FF-wet worden weergegeven in de bijlage ‘Flora en faunawet’ van het MER .

Tabel 4.12 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de drie windpark alternatieven in windenergiegebied Borssele op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
- aanvaringen	--/-	--/-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-	+/-

4.6.1 Aanvaringen

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij offshore windparken. 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 vleermuisslachtoffers bij windparken te schatten op basis van het aantal opnamen van vleermuisroepjes 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 vleermuisslachtoffers ook in offshore windparken 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 offshore situaties. 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 in offshore situaties 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 offshore windparken.
2. Metingen in windmolenparken 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.

Het aantal opnames van vleermuisroepjes ligt in offshore windparken 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 offshore windparken. Niettemin, het aantal slachtoffers in offshore situaties zal lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokale vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn vrijwel afwezig offshore. Onshore vallen 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 offshore windparken komen alleen lange afstand trekvogels voor.
- Offshore vleermuisactiviteit beperkt zich tot uitermate kalme weersomstandigheden die gunstig zijn voor seizoenstrek. Boven land kunnen vleermuizen onder een veel breder scala aan weersomstandigheden waargenomen worden (bijvoorbeeld bij hogere windsnelheden en meerdere windrichtingen).

- In onshore windparken vallen in relatief kleine aantallen ook buiten de trekperiode vleermuisslachtoffers. Bij offshore windparken beperkt vleermuisactiviteit zich bijna uitsluitend tot de trekperiode.

Op land wordt het laagste aantal slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden gevonden. 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 offshore windparken 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 I of II in windenergiegebied Borssele maximaal 117 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en alternatief 2 en 35 slachtoffers per jaar bij alternatief 3. 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 111 slachtoffers per jaar bij alternatief 1 en 2, en 33 slachtoffers per jaar bij alternatief 3. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 3 slachtoffers per jaar bij alternatief 1 en 2, en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffers bij alternatief 3. Bij alternatief 1 en 2 zal naar verwachting jaarlijks maximaal 1 tweekleurige vleermuis als slachtoffer vallen en minder dan 1 jaarlijkse slachtoffers bij alternatief 3. Van gewone dwergvleermuizen zullen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers vallen. Hiermee vallen de effecten voor de beide alternatieven met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan het alternatief 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. In tegenstelling, een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder dat aanvaringsrisico optreedt. Op basis hiervan worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase beoordeeld (+/-).

4.7 Samenvattende effectbeoordeling

De mariene avifauna in windenergiegebied Borssele 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 Borssele zijn daarom relatief beperkt.

Buiten het broedseizoen komen de hoogste dichtheden aan zeevogels voor in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en daarmee ook in het windenergiegebied Borssele. Een piek in de gezamenlijke vogelwaarden wordt bereikt tijdens de najaarstrek (oktober/november), maar ook in de winter en het vroege voorjaar is het gebied belangrijk, wanneer grote aantallen grote mantelmeeuwen en zeekoeten in het gebied verblijven. De aanwezige vogels hebben kans om aanvaringsslachtoffer te worden. Door de grote afstand tussen windenergiegebied Borssele en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn wij, in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta ten aanzien van significantie binnen de Natuurbeschermingswet 1998 (Bijlage in KEC, Leopold *et al.* 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op lokale zeevogels zijn uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan. De kans op barrièrewerking is nihil omdat gerichte vliegbewegingen van lokaal verblijvende zeevogels uitsluitend incidenteel (bijvoorbeeld tijdens slaaptrek) optreden. Diverse lokale zeevogels worden verstoord door offshore wind turbines en habitatverlies en de daarmee gepaard gaande sterfte is daarmee niet uit te sluiten.

De locatie ligt buiten het bereik van de meeste broedkolonies. Van de broedvogels hebben alleen noordse stormvogels, kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen, grote mantelmeeuwen, stormmeeuwen en grote sterns de locatie nog binnen bereik. Van de broedvogels in Natura 2000-gebieden hebben alleen kleine mantelmeeuwen en grote sterns het windenergiegebied Borssele binnen bereik, maar de aantallen vogels die windenergiegebied Borssele bereiken zijn relatief beperkt en daarmee ook het aantal aanvaringsslachtoffers afkomstige uit deze beschermde gebieden. De locatie ligt op een zodanige afstand en richting tot de kolonies dat er geen barrièrewerking van uit kan gaan. Meeuwen en sterns worden niet verstoord door offshore windparken en dus zal habitatverlies op broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet optreden.

Tijdens de trektijd (voorjaar en herfst) zullen zowel land- als zeevogels over zee ter hoogte van het windenergiegebied Borssele 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 Borssele. Tijdens deze trek kunnen zij slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. De combinatie van een ongewisse afkomst van trekvogels in windenergiegebied Borssele, en de relatief lage aantallen slachtoffers, zijn wij in samenspraak met Rijkswaterstaat Zee en Delta ten aanzien van significantie binnen de Natuurbeschermingswet kaders (Bijlage in KEC, Leopold *et al.* 2015), van mening dat significant negatieve effecten in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 als gevolg van aanvaringen op trekvogels zijn 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 I of II in het windenergiegebied Borssele zal, op grond van de hier gehanteerde berekeningsmethode (incl. toegelichte aannames) leiden tot maximaal enkele duizenden aanvaringsslachtoffers per jaar. De verschillen tussen de alternatieven zijn relatief groot en het alternatief met 35x10 MW turbines (alternatief 3) geeft beduidend minder slachtoffers dan de alternatieven met meer turbines. Daarnaast vallen hogere 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 9 van de Flora- en faunawet die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In bijlage ‘Flora en faunawet’ van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Flora- en faunawet 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 onderlinge afstand tussen turbines heeft geen effect op de aantallen aanvaringsslachtoffers 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 35 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 Borssele 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, tweekleurige vleermuizen en gewone dwergvleermuizen het gebied

passeren. Tijdens de gebruiksfase van het windpark hebben deze dieren kans op aanvaring met windturbines. Op basis van de huidige kennis wordt het verwacht dat het alternatief met meerdere kleine turbines een groter aantal slachtoffers oplevert (meer dan honderd) dan het alternatief met minder turbines (enkele tientallen). Barrièrewerking en habitatverlies door windturbines spelen bij vleermuizen geen rol.

Samenvattend is alternatief 3 (35 x 10 MW turbines) de meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het veel geringere aantal aanvaringsslachtoffers dan bij de andere alternatieven. De complete effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.13

Tabel 4.13 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	**Alternatief 1**	**Alternatief 2**	**Alternatief 3**
	117 * 3 MW ø 100 m	**117 * 3 MW ø 121 m**	**35 * 10 MW ø 221 m**
Aanlegfase - Vogels			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
Gebruiksfase			
Lokale zeevogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	-	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-
Kolonievogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-	0/-
Trekvogels			
- aanvaringen	-	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	0	0	0
Vleermuizen			
- aanvaringen	--/-	--/-	-
- barrièrewerking	0	0	0
- habitatverlies	0	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-	+/-
Verwijderingsfase - Vogels			
- aanleg funderingen	0/-	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	**--**	**--**	**-**

5 Mitigatie

5.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn van de aanleg en verwijdering van offshore windturbines 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).

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 3 de minste impact of vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied Borssele worden dus geminimaliseerd door zo weinig mogelijk grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Daarnaast blijkt uit Bijlage V ook dat bij tweebladige turbines minder aanvaringsslachtoffers vallen dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsneldheid 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 Borssele 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 verstorende 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).

Gezien de ligging van het windenergiegebied Borssele in relatie tot de geplande en reeds gebouwde parken in het Belgische deel van de Noordzee, is het aan te raden om in de ruimtelijke planning de parken in windenergiegebied Borssele zoveel mogelijk aan te laten sluiten op de Vlaamse alternatieven.

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 ruimtebeslag vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter ruimtebeslag 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 aanvaringsslachtoffers 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 Borssele kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het echter, in tegenstelling tot de situatie op een offshore gasplatform, 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 geexperimenteerd 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.

De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige windomstandigheden gemeten. Om aanvaringen van trekkende vleermuizen met windturbines te verminderen is daarom de beste mitigatietechniek tegenwoordig om de opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) te verhogen. Daarnaast kan de hoek van de rotorbladen ook veranderd worden om tijdens lage windsnelheden de turbines minder operationeel te maken. 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 aanvaringsslachtoffers (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 (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

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringsgevoelige 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).

6 Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen

De effecten van een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele, 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' (Alterra, 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, offshore mijnbouw (olie- en gaswinning, CO_2 opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief offshore helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie & toerisme. 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 offshore windparken. 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 ruimtebeslag verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het zogeheten SER-akkoord heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2023 offshore windparken met een capaciteit van 4450 MW moet zijn geïnstalleerd. Om dit te behalen is in 2015 afgesproken om een totaal van 3450 MW aan offshore wind 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 offshore windmolenparken. Al deze parken hebben effecten op (zee)vogels en vleermuizen in de zuidelijke Noordzee.

Leopold *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 Borssele. 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 Leopold *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 verstoringsgevoelige 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 verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden. Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar veronderstelt (zie ook Leopold *et al.* 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Leopold *et al.* 2015).

Ook in het MER voor Kavel I of II in windenergiegebied Borssele 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 Leopold *et al.* (2015). Echter, er zijn voor vogels een aantal duidelijke verschillen, namelijk dat door Leopold *et al.* (2015) andere input data worden gebruikt voor de berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers, namelijk *gemodelleerde* dichtheidsgegevens op basis van ESAS-tellingen vanaf schepen en vliegtuigen en het MWTL-programma vanuit vliegtuigen. In het geval van windenergiegebied Borssele zijn deze dichtheden iets hoger dan de *gemeten* dichtheden uit de tellingen van Vanermen *et al.* (2013). De effecten van een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele zoals beschreven in Hoofdstuk 4 zijn dan ook iets kleiner dan waarmee door Leopold *et al.* (2015) voor de Kavels in Borssele wordt gerekend.

Om consistentie te behouden tussen de twee rapporten wordt in dit hoofdstuk niet gerekend met de aantallen slachtoffers die werden bepaald in Hoofdstuk 4, maar is dit hoofdstuk een vertaling van de door Leopold *et al.* (2015) gevonden resultaten. Dit zijn 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. Deze effecten worden vervolgens afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van een bepaalde soort.

6.1 Vogels

6.1.1 Lokaal verblijvende vogels

Door Leopold *et al.* (2015) zijn met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) aanvaringsslachtoffers 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 sterft conform Bradbury *et al.* (2014), zie ook Leopold *et al.* 2015). Daarnaast is ook de indirecte sterfte door verstoring door scheepvaart bepaald. Ook dit is 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 Zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

Uit Leopold *et al.* (2015) blijkt dat voor alle zeevogelsoorten die regelmatig voorkomen in de Noordzee, de cumulatieve aantallen slachtoffers die worden gedood uitsluitend als gevolg van aanvaringen door windparken onder de soortspecifieke PBR waarden blijven, echter voor drie soorten: kleine mantelmeeuw (186%), zilvermeeuw (141%) en grote mantelmeeuw (114%) overstijgt de berekende aantallen slachtoffers de PBR-norm (tabel 6.1). Hierin zitten dus nog niet de slachtoffers verwerkt als gevolg van habitatverlies door windturbines en scheepvaart. Dit is echter maar een klein deel ten op zichte van het aantal slachtoffers door aanvaringen en het meenemen van deze additionele sterfte leidt niet tot andere conclusies ten aanzien van PBR overschreiding voor andere soorten dan bovenstaande drie meeuwen.

Tabel 6.1 Mortaliteit als gevolg van windturbines, berekend met het extended Band model, als fractie van PBR voor de zeevogels (lokaal en trekkend) waarvan deze fractie boven de 0,01 ligt.

Soort	Slachtoffers Kavel Borssele	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
kleine mantelmeeuw	180	13938	155	7560	1,86
zilvermeeuw	21	5845	57	4184	1,41
grote mantelmeeuw	60	4659	78	4144	1,14
drieteenmeeuw	20	3197	731	16473	0,24
jan-van-gent	31	837	105	5245	0,18
grote jager	0	14	3	120	0,14
duiker spec.	0	42	123	1557	0,11
dwergstern	0	1	0	39	0,03
dwergmeeuw	0	92	18	3971	0,03
stormmeeuw	32	412	66	22534	0,02
grote stern	2	22	11	2378	0,01

Voor de meeste soorten vallen dus de aantallen slachtoffers als gevolg van directe mortaliteit door offshore windenergieontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee binnen PBR, wat er op neerkomt dat de populaties van deze soorten veerkrachtig genoeg zijn om de additionele mortaliteit te compenseren en populatieniveaus te handhaven.

Voor de drie meeuwensoorten (kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw) wordt echter PBR overschreden. Daardoor concluderen Leopold *et al.* (2015) dat op basis van hun berekeningen nog niet gezegd kan worden dat de cumulatieve effecten van alle windparken samen in de zuidelijke Noordzee, niet zullen zorgen voor het uitsterven van vogelsoorten in de zuidelijke Noordzee.

Conclusie
Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele (Leopold *et al*. 2015). Op basis van de berekeningen van Leopold *et al.* (2015) is aannemelijk gemaakt, dat 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. Voor alle andere soorten blijven de gecumuleerde effecten binnen PBR, waardoor wel met zekerheid kan worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoegd zijn om deze additionele sterfte op te vangen en zullen de effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee.

6.1.2 Broedende kolonievogels

Kavel I en II 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 VK en NL) en grote sterns (uit NL en BEL) het windenergiegebied Borssele binnen bereik. Voor de vogels uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden speelt alleen cumulatie met Kavel I (of II), III en IV, en de Belgische windparken. Het gaat hierbij om een oppervlak en aantal turbines dat ongeveer 5 keer zo groot is als een afzonderlijk Kavel in windenergiegebied Borssele. Voor de vogels uit het Verenigd Koninkrijk speelt daarnaast cumulatie met enkele windparken in Engelse wateren. De grootte van deze parken is eenzelfde ordegrootte.

Slachtofferschattingen kleine mantelmeeuwen
De maximale aantallen slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-kolonies zijn klein (0,84 slachtoffer per jaar uit Orford Ness en 0,77 uit het Veerse

Meer). In cumulatie zouden ongeveer 8 slachtoffers zijn in Orford Ness en 4 slachtoffers per jaar in het Veerse Meer.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Orford Ness
Maximaal 8 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness betekent een additionele sterfte van 4,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Dit leidt mogelijk tot significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Dit laatste vindt zijn oorzaak echter waarschijnlijk niet in een te hoog sterftecijfer, maar wordt door andere factoren zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen, of voedselbeschikbaarheid bepaald (zie beheerplan gebied: Natural England, 2014). Aanvullend is door Dirksen *et al.* (2012) aangetoond dat een kritische grenswaarde van additionele sterfte van 6,40% van de natuurlijke sterfte realistischer is voor kleine mantelmeeuw populaties. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uit te sluiten.

Conclusie kleine mantelmeeuwen Veerse Meer
Maximaal 4 slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen in Orford Ness betekent een additionele sterfte van 2,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Dit 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% norm niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie. Aanvullend is door Dirksen *et al.* (2012) aangetoond dat een kritische grenswaarde van additionele sterfte van 6,40% van de natuurlijke sterfte realistischer is voor kleine mantelmeeuw populaties. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Slachtofferschattingen grote sterns
De maximale aantallen slachtoffers onder grote sterns uit Natura 2000-kolonies zijn klein (0,98 slachtoffer per jaar uit Westerschelde & Saeftinghe en 0,02 uit Zeebrugge). In cumulatie zouden ongeveer 5 slachtoffers vallen op de Hooge Platen (Westerschelde & Saeftinghe) en 1 slachtoffers per 10 jaar in Zeebrugge.

Conclusie grote sterns Hooge Platen
Maximaal 5 slachtoffers onder grote sterns op de Hooge Platen betekent een additionele sterfte van 1,1% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Hierdoor zijn significante effecten op de huidige populatie

van het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter dit doel is een regiodoel en door het nomadische karakter van de soort zijn doelen voor grote sterns zeer moeilijk te bepalen. Verder is de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt niet in een te hoog sterftecijfer, maar wordt door andere factoren zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid geschikt broedhabitat in de kolonie zelf of in nabije concurrerende kolonies, lokale predatie van eieren en kuikens, verstoring door mensen, of voedselbeschikbaarheid bepaald (eigen onderzoek Bureau Waardenburg in het kader van PMR-NCMV2). Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe toch zijn uit te sluiten.

Conclusie grote sterns Zeebrugge
Maximaal 0,1 slachtoffer onder grote sterns in Zeebrugge betekent een additionele sterfte van 1,2% van de jaarlijkse sterfte veroorzaakt door een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele in cumulatie met andere windmolenparken in de Zuidelijke Noordzee. Hierdoor zijn significante effecten op de huidige populatie van het Natura 2000-gebied Zeebrugge niet uit te sluiten temeer omdat de huidige populatiegrootte van deze kolonie ruim onder het instandhoudingsdoel zit. Echter de reden dat het huidige populatieniveau onder het instandhoudingsdoel ligt niet in een te hoog sterftecijfer op zee, maar met name door lokale predatie van eieren en kuikens door een vos in de kolonie (pers.comm. Instituut voor Natuur en Bos Onderzoek Brussel – Eric Stienen, Wouter Courtens). Op basis hiervan kan worden beredeneerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge toch zijn 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 I of II in windenergiegebied Borssele 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 trekvogesl die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (b.v. Masden *et al.* 2009).

Door Leopold *et al.* (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers 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 6.2).

Tabel 6.2 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	0,60
zwarte stern	0,52
kleine zwaan	0,44
drieteenstrandloper	0,21
spreeuw	0,12
kanoet	0,11
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
Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele (Leopold *et al*. 2015). 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 44% van de PBR behaald door offshore windparken alleen op bais van de huidige conservatieve benadering.

6.2 Vleermuizen

In het geval van 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 offshore zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis zijn de drie soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beinvloed kunnen worden door offshore windmolenparken, 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.

Conclusie

Op dit moment zijn geen harde uitspraken zijn te doen over cumulatieve effecten van een windpark in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele en ander offshore windparken in de zuidelijke Noordzee. 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 significante effecten op sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

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.

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 Reseach 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 herritage 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*. www.bats.org.uk.

Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.

Berrevoets, C.M., Arts, F.A. 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., Arts, F.A. 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., Arts, F.A. 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 Schaarse Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.

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

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.

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 zeetrektellingen 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): 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 & 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.

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 aanvaringsslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonies op Texel in nieuwe offshore windparken in Nederland. Rapport 12-238. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burtion 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.

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.

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.

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.

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 aanvaringsslachtoffers. 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

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. Sovon. 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. Hüppop & 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.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., Krijgsveld, K.L., Poot, M.J.M. & Dirksen, S. in prep. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously meaured with vertical radar. Submitted in 2014.

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., Grémillet, D, and Furness, R.W. 1999 At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing nothern gannets Sula bassana: a case study in Shetland. Mar Ecol Prog Ser 185:93-99.

Garthe, S., Montevecchi, W.A., Chapdelaine, G., Rail, J.-F. and Hedd, A. 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., Montevecchi W.A., and Davoren G.K. 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.

Grémillet, D., Pichegru, L., Siorat, F., and Georges, J. 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.

Gruber, S. en G. Nehls. 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen, Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 35: 151-156.

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.

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.

Hamer, K.C., Phillips, R.A., Wanless S., Harris M.P. and Wood, A.G. 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., Phillips, R.A., Hill, J.K., Wanless, S. and Wood, A.G. 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., Lewis, S., Wanless, S., Phillips, R.A., Sherratt, T.N., Humphreys, E.M., Hennicke, J., and Garthe, S. 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., Humphreys, E.M., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Phillips, R.A., Harris, M.P. and Wanless, S. 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., Humphreys, E.M., Magalhães, M.C., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Skov, H, and Wanless, S. 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 an 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.

Jaspers Faijer, M. & P. van Dam 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

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

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 Unter-suchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Wind-energieanlagen. - 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

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., Boggio, S. 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 et al. 2012

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.

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.

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. 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. 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.

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.Lindeboom et al. 2011

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, Zoogdiervereniging & 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. 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.

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.

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.

Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe 2014. Effects of the alpaha 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.

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.

Natural England 2014. Site Improvement Plan – Alde / Ore Estuary. Download van http://publications.naturalengland.org.uk/publication/4884745984933888

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 th eHorns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

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

Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.

Platteeuw M. 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. Sula 5(1): 2-15.

Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden 1994. Zeetrektellingen in Nederland in de jaren tachtig. Sula 8(1/2, special issue): 1-203.

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

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

Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. Oikos 30: 224-272.

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.

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 uns Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesambt für Umwelt und Geologie.

Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (Nyctalus noctula). Arch. Neerlandaises de Zoologie 16: 423-439.

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.

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.

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., Rehfisch, 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.

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 & Bosman 1999

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 de 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 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.

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. Niermann & 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. Flevobericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. Journal of Applied Ecology 47: 487-497.Wakefield et al. 2013

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.

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 geintroduceerd 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 getoets binnen een dergelijk Kavelbesluit, zoals bijvoorbeeld de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet. Hierin liggen ook de vergunningen (NBwet) en ontheffingen (Ffwet) verankerd dus waar in onderstaande tekst over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden bezien in het licht van het Kavelbesluit. In de natuurbeschermingswetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming. De soortenbescherming is in Nederland verankerd in de Flora- en faunawet (§ 1.2 van deze bijlage), de gebiedsbescherming in de Natuurbeschermingswet 1998 (§ 1.3). Met deze wetten geeft Nederland invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De Wet algemene bepalingen omgevingsrecht (Wabo) bepaalt de procedures bij ruimtelijke ingrepen (§ 1.4). De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.5). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.6)

I.2 Flora- en faunawet

Het doel van de Flora- en faunawet is het instandhouden en beschermen van in het wild voorkomende planten- en diersoorten. De Flora- en faunawet kent zowel een zorgplicht als verbodsbepalingen. De zorgplicht geldt te allen tijde voor alle in het wild levende dieren en planten en hun leefomgeving, voor iedereen en in alle gevallen. De verbodsbepalingen zijn gebaseerd op het 'nee, tenzij' principe. Dat betekent dat alle schadelijke handelingen ten aanzien van beschermde planten- en diersoorten in principe verboden zijn (zie kader).

Verbodsbepalingen in de Flora- en faunawet (verkort)	
Artikel 8:	Het plukken, verzamelen, afsnijden, vernielen, beschadigen, ontwortelen of op een andere manier van de groeiplaats verwijderen van beschermde planten.
Artikel 9:	Het doden, verwonden, vangen of bemachtigen of met het oog daarop opsporen van beschermde dieren.
Artikel 10:	Het opzettelijk verontrusten van beschermde dieren.
Artikel 11:	Het beschadigen, vernielen, uithalen, wegnemen of verstoren van nesten, holen of andere voortplantings- of vaste rust- of verblijfsplaatsen van beschermde dieren.
Artikel 12:	Het zoeken, beschadigen of uit het nest halen van eieren van beschermde dieren.
Artikel 13:	Het vervoeren en onder zich hebben (in verband met verplaatsen) van beschermde planten en dieren.

Artikel 75 bepaalt dat vrijstellingen en en van deze verbodsbepalingen kunnen worden verleend. Het toetsingskader hiervoor is vastgelegd in het Vrijstellingenbesluit. Er gelden verschillende regels voor verschillende categorieën werkzaamheden. Er zijn vier beschermingsregimes corresponderend met vier groepen beschermde soorten (tabellen 1 t/m 3 en vogels, AmvB art. 75[1]).

Tabel 1. De algemene beschermde soorten

Voor deze soorten geldt een vrijstelling van verbodsbepalingen bij werkzaamheden in het kader van ruimtelijke ontwikkeling en inrichting en bestendig gebruik en beheer. Ontheffing ten behoeve van andere activiteiten kan worden verleend, mits de gunstige staat van instandhouding niet in het geding is ('lichte toetsing').

Tabel 2. De overige beschermde soorten

Voor deze soorten geldt een vrijstelling van verbodsbepalingen bij werkzaamheden in het kader van ruimtelijke ontwikkeling en inrichting en van bestendig gebruik en beheer, als op basis van een door de minister van EZ goedgekeurde gedragscode wordt gewerkt. Anders is ontheffing noodzakelijk, na lichte toetsing.

Tabel 3. De strikt beschermde soorten

Dit zijn de planten- en diersoorten vermeld in Bijlage 1 van het Vrijstellingenbesluit of in Bijlage IV van de Habitatrichtlijn. Uit recente jurisprudentie blijkt dat de regels voor de Habitatrichtlijnsoorten nog strikter zijn[2]. Voor bestendig gebruik en beheer geldt voor de soorten van Bijlage 1 van het Vrijstellingenbesluit een vrijstelling van verbodsbepalingen, mits men werkt op basis van een door de minister van EZ goedgekeurde gedragscode. Voor ruimtelijke ingrepen is altijd een ontheffing op grond van artikel 75 van de Flora- en faunawet noodzakelijk. Deze kan worden verleend na een uitgebreide toetsing (zie onder). Voor de soorten van Bijlage IV van de Habitatrichtlijn geldt hetzelfde regime, met één grote beperking. Ontheffing of vrijstelling kan alleen worden verleend op grond van dwingende redenen van groot openbaar belang, van het belang van het milieu, de openbare veiligheid, de volksgezondheid of de bescherming van wilde flora en fauna.

Vogels

Alle inheemse vogels zijn strikt beschermd. Ontheffing of vrijstelling kan alleen worden verkregen op grond van openbare veiligheid, volksgezondheid of bescherming van flora en fauna. De Vogelrichtlijn noemt zelfs 'dwingende redenen van groot openbaar belang' niet als grond[3]. Dat betekent dat alle activiteiten die leiden tot verstoring of vernietiging van in gebruik zijnde nesten buiten het broedseizoen moeten worden uitgevoerd. Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten die hun nest doorgaans

[1] Voor soortenlijsten zie: *Besluit houdende wijziging van een aantal algemene maatregelen van bestuur in verband met wijziging van artikel 75 van de Flora- en faunawet en enkele andere wijzigingen*. 23 februari 2005.

[2] Zie uitspraken van de Afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State, 21 januari 2009 zaaknr. 200802863/1 en 13 mei 2009 nr. 200802624/1), en Rechtbank Arnhem, 27 oktober 2009 zaaknr. AWB 07/1013. Zie tevens de brief van het ministerie van LNV d.d. 26 augustus 2009 onder kenmerk ffw2009.corr.046 en de Uitleg aangepaste beoordeling ontheffing ruimtelijke ingrepen Flora- en faunawet.

[3] Zie vorige voetnoot.

het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd[4].

De uitgebreide toetsing houdt in dat ontheffing alleen kan worden verleend als:
1. Er geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding van de soort;
2. Er geen andere bevredigende oplossing voorhanden is;
3. Er sprake is van een in of bij wet genoemd belang;
4. Er zorgvuldig wordt gehandeld.

Zorgvuldig handelen betekent het actief optreden om alle mogelijke schade aan een soort te voorkomen, zodanig dat geen wezenlijke negatieve invloed op de relevante populatie van de soort optreedt. In veel gevallen kan voorkomen worden dat een ontheffing nodig is, als mitigerende maatregelen er voor zorgen dat de verblijfplaatsen van dieren steeds kunnen blijven functioneren. Vooral voor soorten van Bijlage IV van de Habitatrichtlijn en vogels is dit cruciaal (omdat er alleen ontheffing kan worden verkregen na zware toetsing).

I.3 Natuurbeschermingswet 1998

De Natuurbeschermingswet 1998 (kortweg: NB-wet) heeft tot doel het beschermen en instandhouden van bijzondere gebieden in Nederland. De belangrijkste zijn Natura 2000-gebieden en beschermde natuurmonumenten.

Beheerplan

Beheerplan van Natura 2000-gebieden

Artikel 19a lid 1: Gedeputeerde staten stellen voor een gebied een beheerplan vast waarin wordt beschreven welke instandhoudingsmaatregelen getroffen dienen te worden en op welke wijze. Tevens kan het beheerplan beschrijven welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen, mede gelet op de instandhoudingsmaatregelen die worden getroffen.

lid 3: Tot de inhoud van een beheerplan behoren ten minste
a. een beschrijving van de beoogde resultaten met het oog op het behoud of herstel van natuurlijke habitats en populaties van wilde dier- en plantensoorten in een gunstige staat van instandhouding in het aangewezen gebied mede in samenhang met het bestaande gebruik in dat gebied en, voor zover relevant voor het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling, daarbuiten
b. een overzicht op hoofdlijnen van de noodzakelijke maatregelen met het oog op de onder a bedoelde resultaten.

lid 10: Voor zover er in een beheerplan projecten worden opgenomen die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar die afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, wordt het beheerplan eerst vastgesteld nadat gedeputeerde staten een passende beoordeling hebben gemaakt van de gevolgen voor het gebied, waarbij rekening wordt gehouden

[4] Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.

met de instandhoudingsdoelstelling van dat gebied, en is voldaan aan de voorwaarden, genoemd in de artikelen 19g en 19h.

Habitattoets voor activiteiten in of nabij Natura 2000-gebieden
In de habitattoets dient onderzocht te worden of een activiteit, gelet op de instandhoudingsdoelstellingen, negatieve effecten voor een Natura 2000-gebied kan hebben en zo ja of deze gevolgen significant kunnen zijn. In beginsel dient dit plaats te vinden door middel van 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. De oriëntatiefase kan leiden tot de conclusie dat een passende beoordeling noodzakelijk is als significante effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In de passende beoordeling kan aanvullend onderzoek uitgevoerd worden, er kunnen in de passende beoordeling ook mitigerende maatregelen opgenomen worden die er voor zorgen dat significante effecten met zekerheid zijn uit te sluiten.

In een 'oriëntatiefase' of 'passende beoordeling' worden de effecten apart en in samenhang met die van andere plannen en projecten ('cumulatieve effecten') beoordeeld. In de oriëntatiefase dient de beoordeling plaats te vinden zonder de mitigerende maatregelen mee te wegen, al kan het zinvol zijn de mitigatiemogelijkheden vast in beeld te brengen.

De toetsen kunnen de volgende uitkomsten hebben.
- Er treden met zekerheid *geen effecten* op; er is geen vergunning op grond van de NB-wet nodig en evenmin aanvullende maatregelen. Wel wordt aanbevolen de conclusies van dit onderzoek aan het bevoegd gezag voor te leggen.
- *Significant negatieve effecten kunnen niet worden uitgesloten*. Voor activiteiten die (mogelijk) een significant hebben is een vergunning nodig, die kan worden aangevraagd op basis van een "passende beoordeling" en na het doorlopen van de ADC-toets (zie Bijlage 1). Vooroverleg met het bevoegd gezag is noodzakelijk.
- Er zijn *(mogelijk) wel effecten, maar die zijn beperkt en zeker niet significant*, bepaalt het bevoegd gezag of er vergunning nodig is. In de vergunningsvoorschriften kunnen maatregelen worden opgelegd om negatieve effecten te verminderen of te voorkomen. Deze maatregelen zijn niet nodig om significante effecten te voorkomen.

Het verdient altijd aanbeveling de uitkomsten van de toets met het bevoegd gezag te bespreken.

Als significante effecten niet kunnen worden uitgesloten mag een vergunning alleen worden verleend als er voldaan is aan alle drie onderstaande ADC-criteria:
- Er zijn geen geschikte Alternatieven.
- Er is sprake van Dwingende redenen van groot openbaar belang, waaronder redenen van sociale en economische aard.
- Er is voorzien in exacte en tijdige Compensatie.

Habitattoets: de toetsing van projecten en plannen volgens de NB-wet (verkort)

Artikel 19d, lid1: Het is verboden zonder vergunning (...) projecten te realiseren of andere handelingen te verrichten die gelet op de instandhoudingsdoelstelling (...) 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. Zodanige projecten of andere handelingen zijn in ieder geval projecten of handelingen die de natuurlijke kenmerken van het desbetreffende gebied kunnen aantasten.

Artikel 19e: [Het bevoegd gezag] houdt bij het verlenen van een vergunning rekening

a. met de gevolgen die een project of andere handeling, waarop de vergunningaanvraag betrekking heeft, gelet op de instandhoudingsdoelstelling, kan hebben voor een Natura 2000-gebied;

b. met een vastgesteld beheerplan, en

c. vereisten op economisch, sociaal en cultureel gebied, alsmede regionale en lokale bijzonderheden.

Artikel 19f, lid1: Voor projecten die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar die afzonderlijk of in combinatie met andere projecten of plannen significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, maakt de initiatiefnemer een passende beoordeling van de gevolgen voor het gebied waarbij rekening wordt gehouden met de instandhoudingsdoelstelling van dat gebied.

Artikel 19g, lid 1: Indien een passende beoordeling is voorgeschreven kan een vergunning slechts worden verleend indien [het bevoegd gezag] zich op grond van de passende beoordeling ervan heeft verzekerd dat de natuurlijke kenmerken van het gebied niet zullen worden aangetast.

lid 2: Bij ontstentenis van alternatieve oplossingen voor een project kan [het bevoegd gezag] ten aanzien van Natura 2000-gebieden waar geen prioritair type natuurlijke habitat of prioritaire soort voorkomt, een vergunning voor het realiseren van het desbetreffende project slechts verlenen om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard.

lid 3: Ten aanzien van Natura 2000-gebieden waar een prioritair type natuurlijke habitat of een prioritaire soort voorkomt, kan [het bevoegd gezag] bij ontstentenis van alternatieve oplossingen voor een project of andere handeling een vergunning slechts verlenen:

a. op argumenten die verband houden met de menselijke gezondheid, de openbare veiligheid of voor het milieu wezenlijke gunstige effecten of

b. na advies van de Commissie van de Europese Gemeenschappen om andere dwingende redenen van groot openbaar belang.

Artikel 19h, lid 1: Indien een vergunning om dwingende redenen van groot openbaar belang wordt verleend voor projecten, waarvan niet met zekerheid vaststaat dat die de natuurlijke kenmerken van het Natura 2000-gebied niet aantasten, verbindt [het bevoegd gezag] aan die vergunning in ieder geval het voorschrift inhoudende de verplichting compenserende maatregelen te treffen.

N.B. Het bevoegd gezag is meestal gedeputeerde staten van plaats waar het project plaatsvindt, maar soms is dat de minister van EZ.

Artikel 19j, lid1: Een bestuursorgaan houdt bij het nemen van een besluit tot het vaststellen van een plan dat, gelet op de instandhoudingsdoelstelling voor een Natura 2000-gebied, de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in dat gebied kan verslechteren of een significant verstorend effect kan hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen rekening

a. met de gevolgen die het plan kan hebben voor het gebied, en

b. met het voor dat gebied vastgestelde beheerplan.

lid 2: Voor plannen, die niet direct verband houden met of nodig zijn voor het beheer van een Natura 2000-gebied, maar die afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende gebied, maakt het bestuursorgaan een passende beoordeling van de gevolgen voor het gebied waarbij rekening wordt gehouden met de instandhoudingsdoelstelling.

Cumulatieve effecten

In het onderzoek naar cumulatieve effecten, wordt het effect van het onderhavige plan of project in combinatie met andere ingrepen in beeld gebracht. Met andere woorden: in een studie naar de cumulatieve effecten dienen *alle* activiteiten (bestaand gebruik, nieuwe projecten) en plannen te worden betrokken, die op dezelfde instandhoudingsdoelstellingen negatieve effecten kunnen hebben als het eigen project/plan. Het doet daarbij in beginsel niet ter zake of er een verband is tussen het eigen project/plan en de andere projecten en plannen, of dat de effecten tijdelijk zijn of (naar verwachting) slechts beperkt van omvang zijn.

Significantie
Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van menselijk handelen het verwezenlijken van de instandhoudingsdoelen sterk wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. Dat is in ieder geval zo, als het oppervlak van een habitattype of een leefgebied of de kwaliteit van habitattype of leefgebied of de omvang van een populatie lager wordt dan genoemd in de instandhoudingsdoelen in het aanwijzingsbesluit. In de Leidraad bepaling Significantie wordt het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.[5]

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.

Bestaand gebruik
Bestaand gebruik volgens de NB-wet is gebruik dat op 31 maart 2010 bekend is, of redelijkerwijs bekend had kunnen zijn bij het bevoegd gezag. Bestaand gebruik dat zeker geen significante gevolgen voor een Natura 2000-gebied heeft, kan zonder vergunning worden voortgezet. Als significante effecten niet kunnen worden uitgesloten is een vergunning nodig, tenzij in het beheerplan maatregelen zijn voorzien om de effecten te beperken of te niet te doen.

Artikel 19d, lid 2:	Het verbod, bedoeld in het eerste lid, is niet van toepassing op het realiseren van projecten of het verrichten van andere handelingen, waaronder bestaand gebruik, alsmede de wijzigingen daarvan, overeenkomstig een beheerplan.
lid 4:	Het verbod, bedoeld in het eerste lid, is niet van toepassing op bestaand gebruik, behoudens indien dat gebruik een project is dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied maar dat afzonderlijk of in combinatie met andere projecten of plannen significante gevolgen kan hebben voor het desbetreffende Natura 2000-gebied.

Beschermde natuurmonumenten
Het is niet toegestaan (zonder vergunning) handelingen te verrichten die het natuurschoon of de natuurwetenschappelijke waarde van beschermde natuurmonumenten aantasten. De toetsing voor beschermde natuurmonumenten is tamelijk licht. Er hoeft

[5] Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.

bijvoorbeeld geen sprake te zijn van een (dwingende) reden van groot openbaar belang, er is geen verplichte alternatievenafweging en geen compensatieplicht.
Dit lichte toetsingskader is ook van toepassing op de zogenaamde “oude doelen”, de doelen op het gebied van natuurschoon en natuurwetenschappelijke betekenis van (voormalige) staats- en beschermde natuurmonumenten, die zijn opgegaan in de nieuwe Natura 2000-gebieden.

Zorgplicht
Artikel 19l legt aan iedereen een zorgplicht voor beschermde natuurgebieden op. Deze zorg houdt in ieder geval in dat ieder die weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat een handeling nadelige gevolgen heeft, verplicht is die handeling achterwege te laten of, als dat redelijkerwijs niet kan worden gevergd, eventuele gevolgen zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken. De nadelige handelingen hebben betrekking op de instandhoudingsdoelen in het geval van een Natura 2000-gebied en op de wezenlijke kenmerken in het geval van een beschermd natuurmonument.

I.4 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.5 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 2009). 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 gevergd. 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.6 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 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 milieueffectrapportage (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 waterype 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.

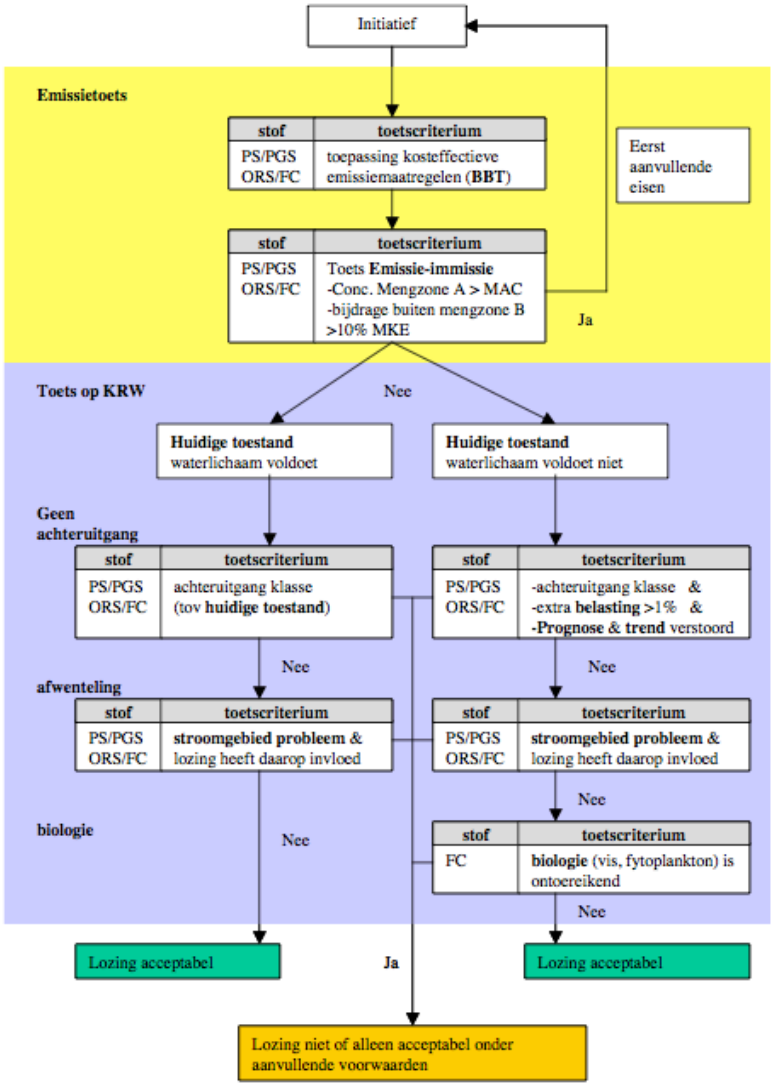
Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.
Indien dit stroomschema nog geen uitsluitsel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

Deel 2: toetsingkader 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.

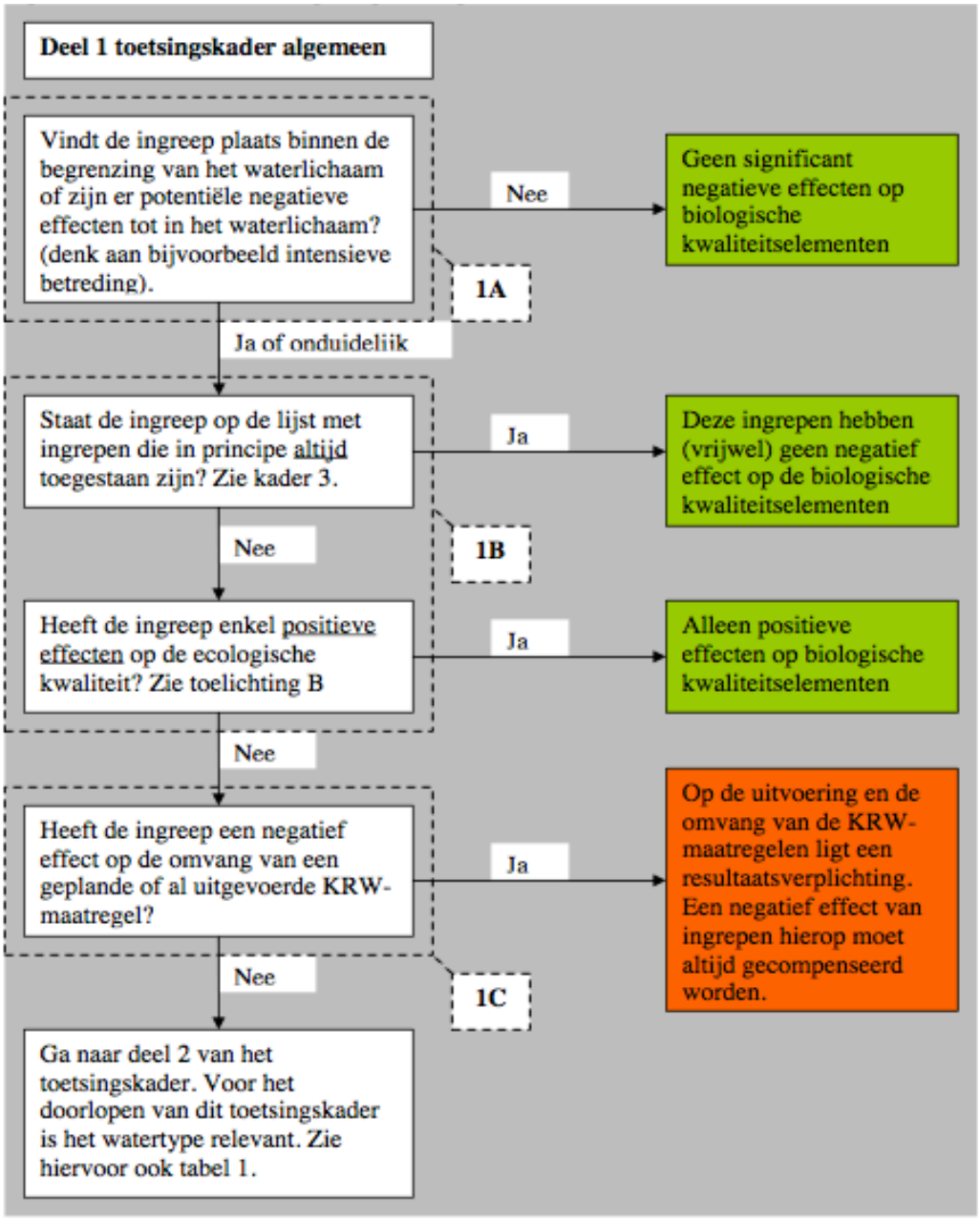
II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;

III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

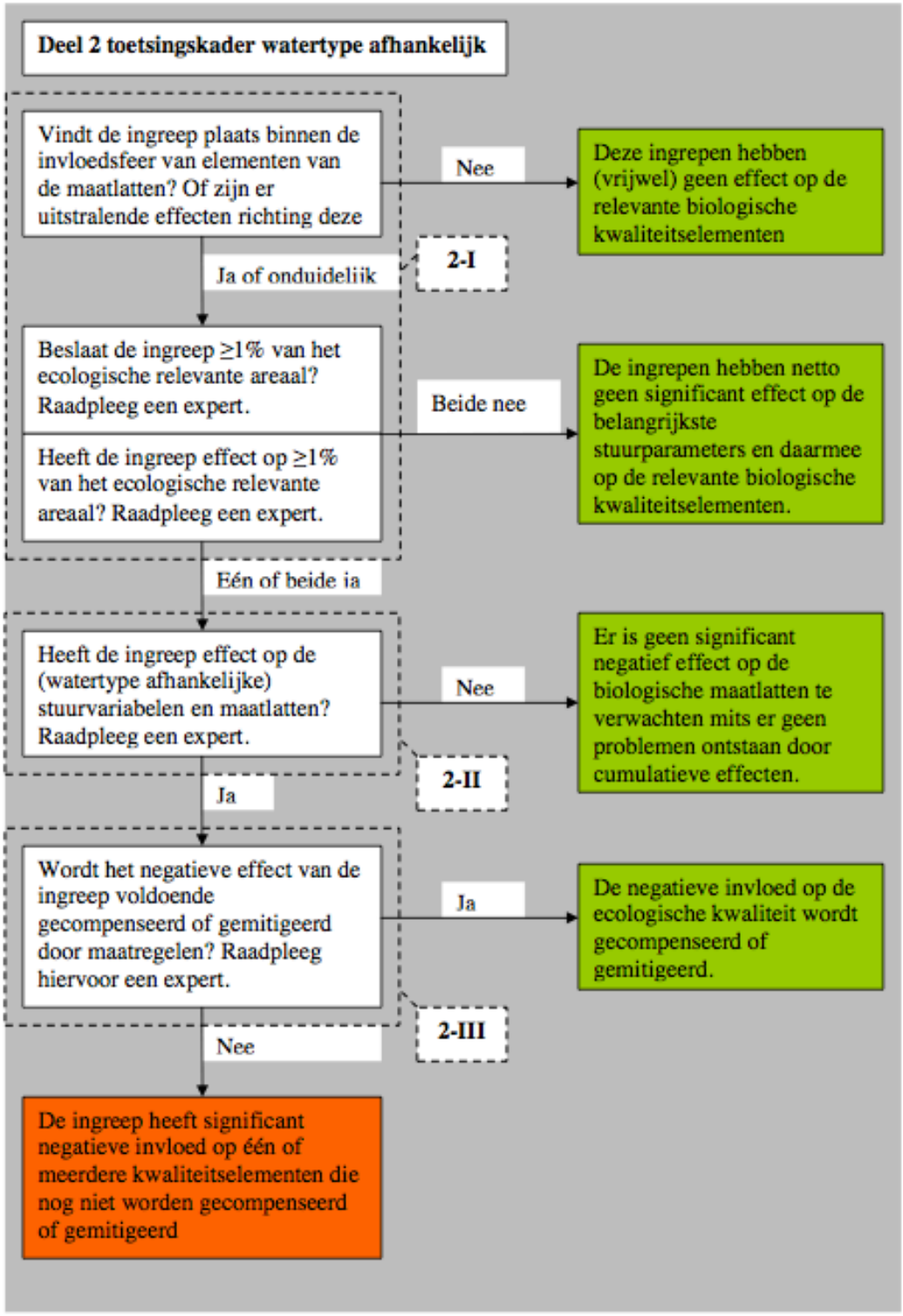


*NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar 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 I&M, 2012. Besluit van 28 augustus 2012, houdende wijziging van het Besluit algemene regels ruimtelijke ordening en van het Besluit ruimtelijke ordening in verband met de toevoeging van enkele onderwerpen van nationaal ruimtelijk belang, Stb 388 (2012).

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.

Ministerie van LNV, 2005a. Algemene Handreiking Natuurbeschermingswet 1998. Ministerie van LNV, Den Haag.

Ministerie van LNV, 2005b. Buiten aan het werk? Houd tijdig rekening met beschermde dieren en planten! Ministerie van LNV, Den Haag.

Ministerie van LNV & IPO, 2007. Spelregels EHS. Ministerie van LNV/IPO, Den Haag.

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.

Steunpunt Natura 2000 (2007). Toepassing begrippenkader Natuurbeschermingswet 1998. Intern werkdocument voor opstellers beheerplannen Natura 2000 en vergunningverleners Nb-wet. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Steunpunt Natura 2000 (2008). Aanvulling op 'Toepassing begrippenkader Nb-wet '98' • Bestaand gebruik • Externe Werking. Intern werkdocument voor opstellers beheerplannen Natura 2000 en vergunningverleners Nb-wet. 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.

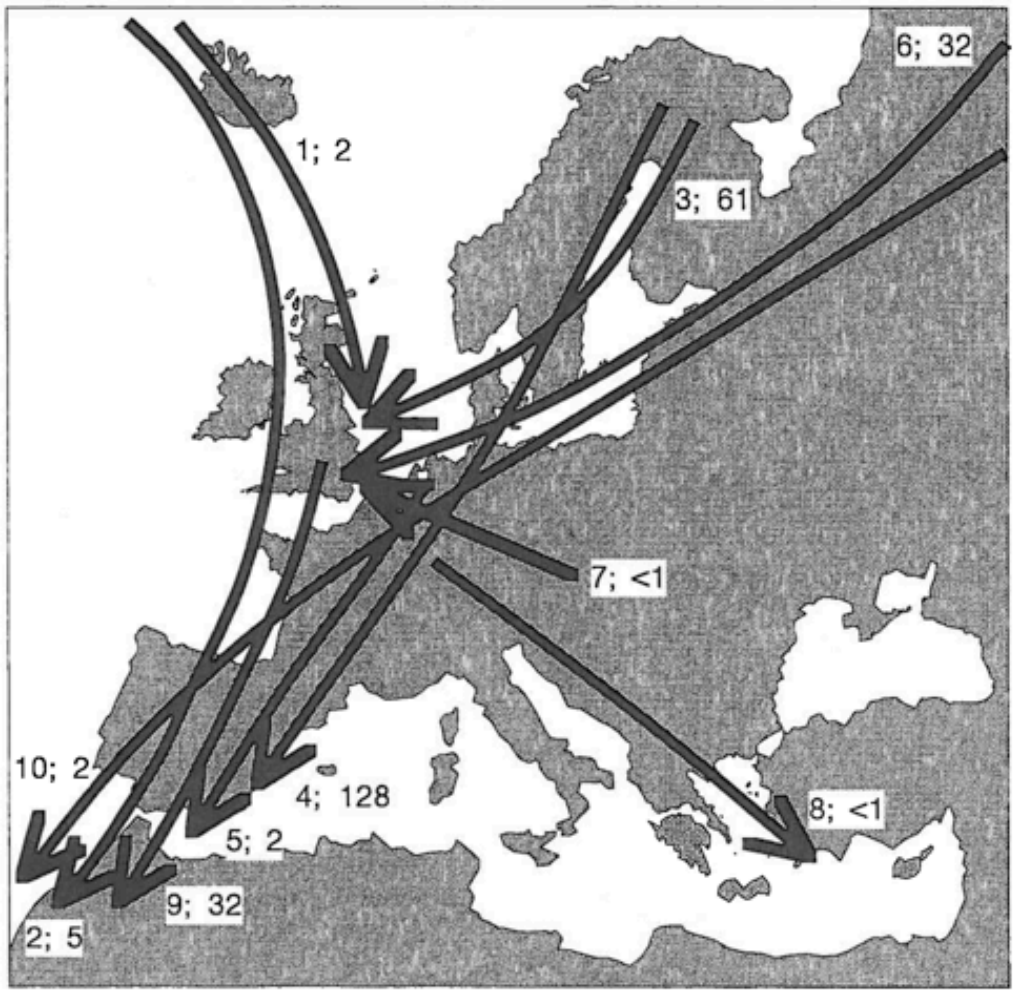


Figure II.1 De belangrijkste trekroutes van vogels die de Noordzee oversteken (naar Lensink & van der Winden 1997). Naast elke individuele pijl staan indicatieve aantallen trekvogels in miljoenen.

Figure II.I: Northern Gannet

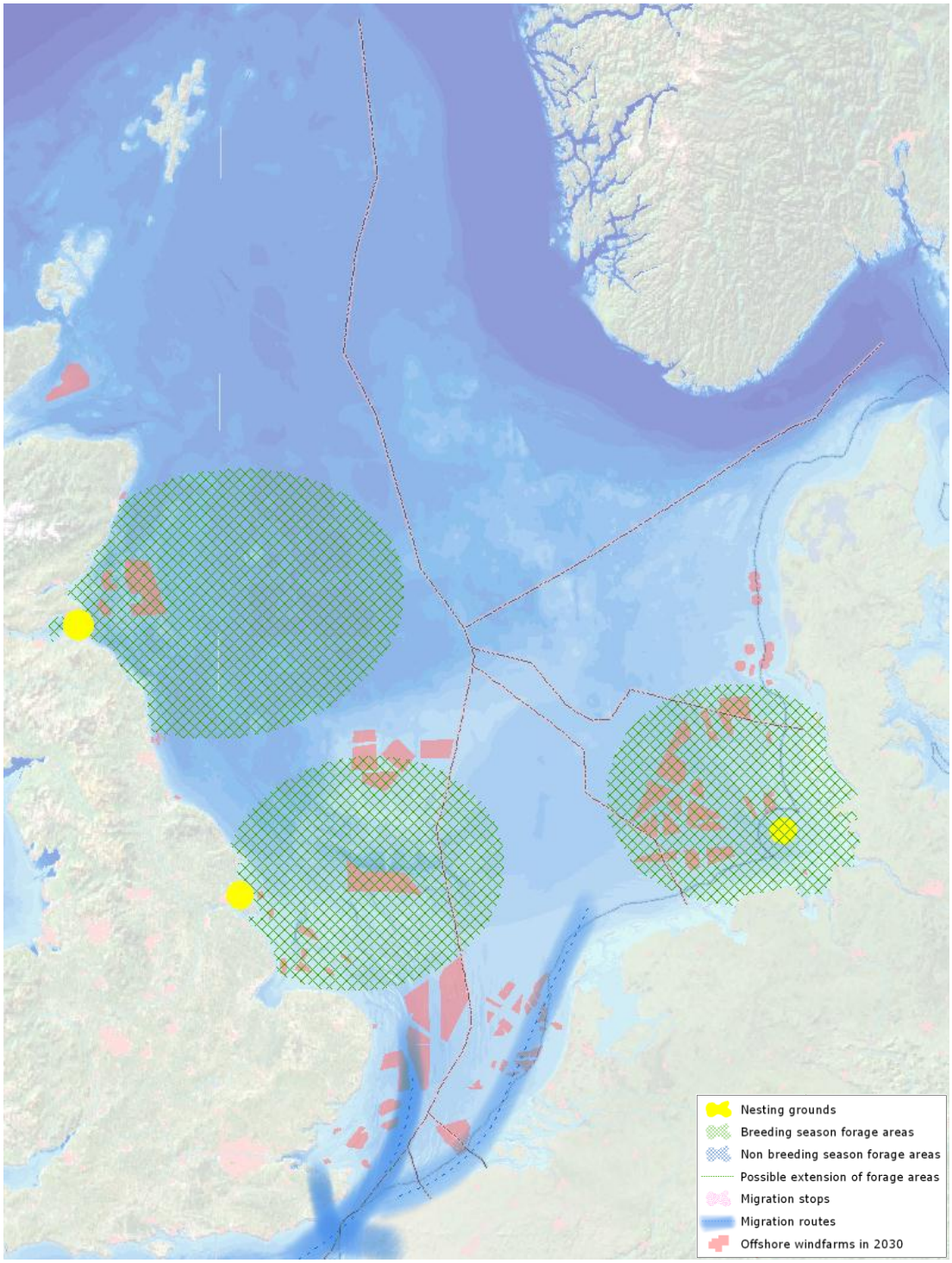


Figure II.II: Lesser Black-backed Gull (Texel colony)

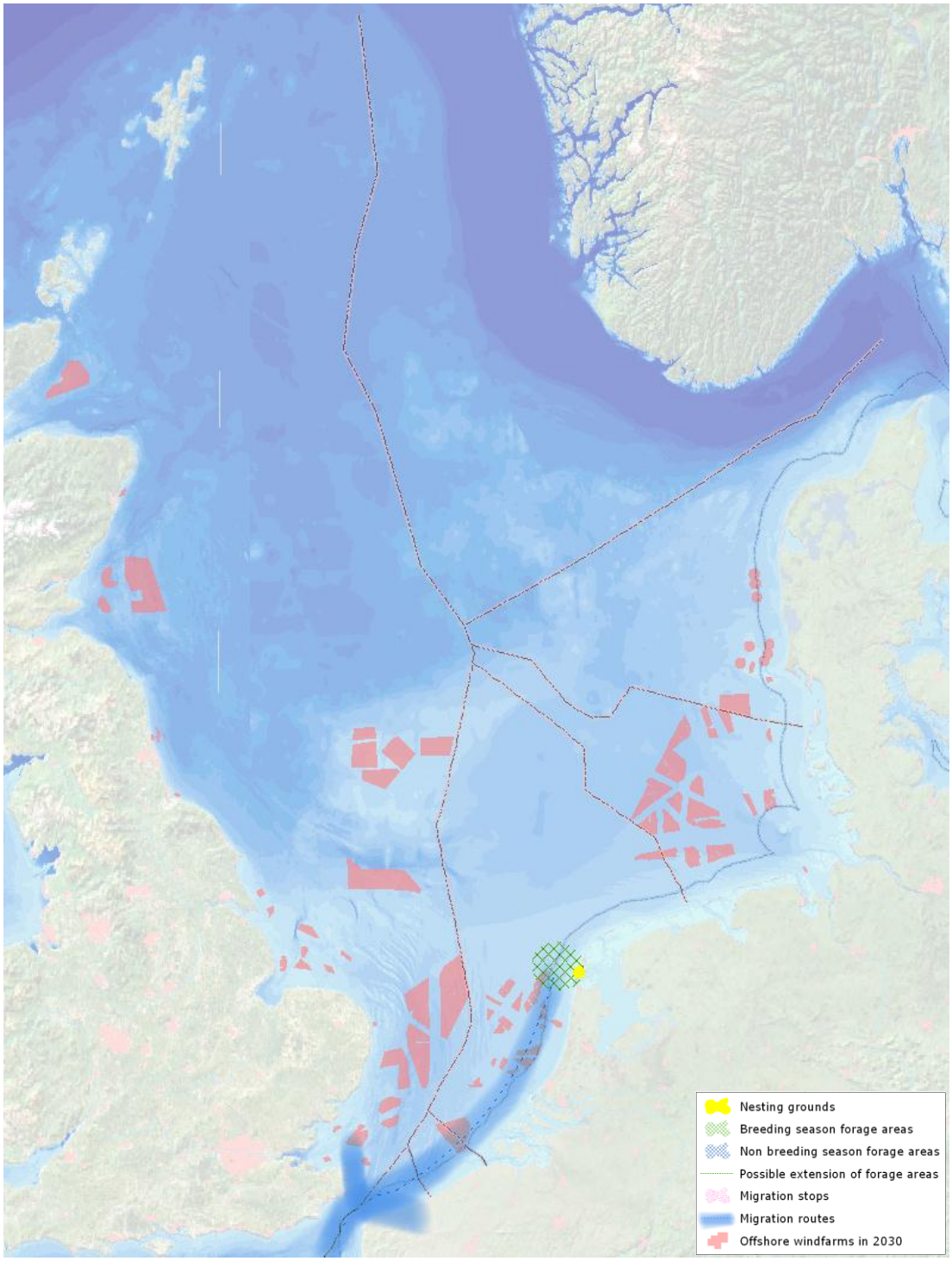


Figure II.III: Sandwich Tern (main Dutch breeding colonies)

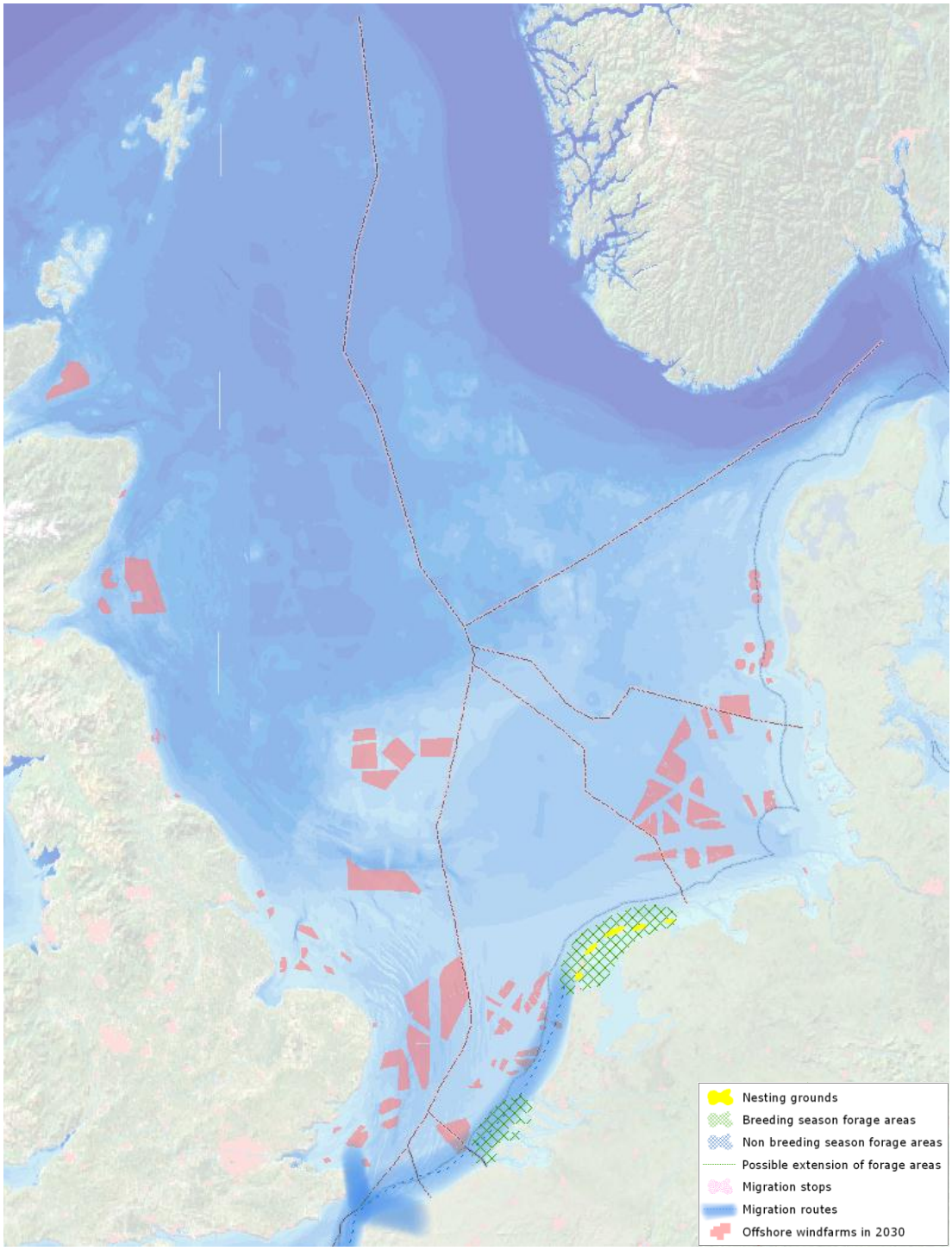


Figure II.IV: Razorbill & Common Guillemot

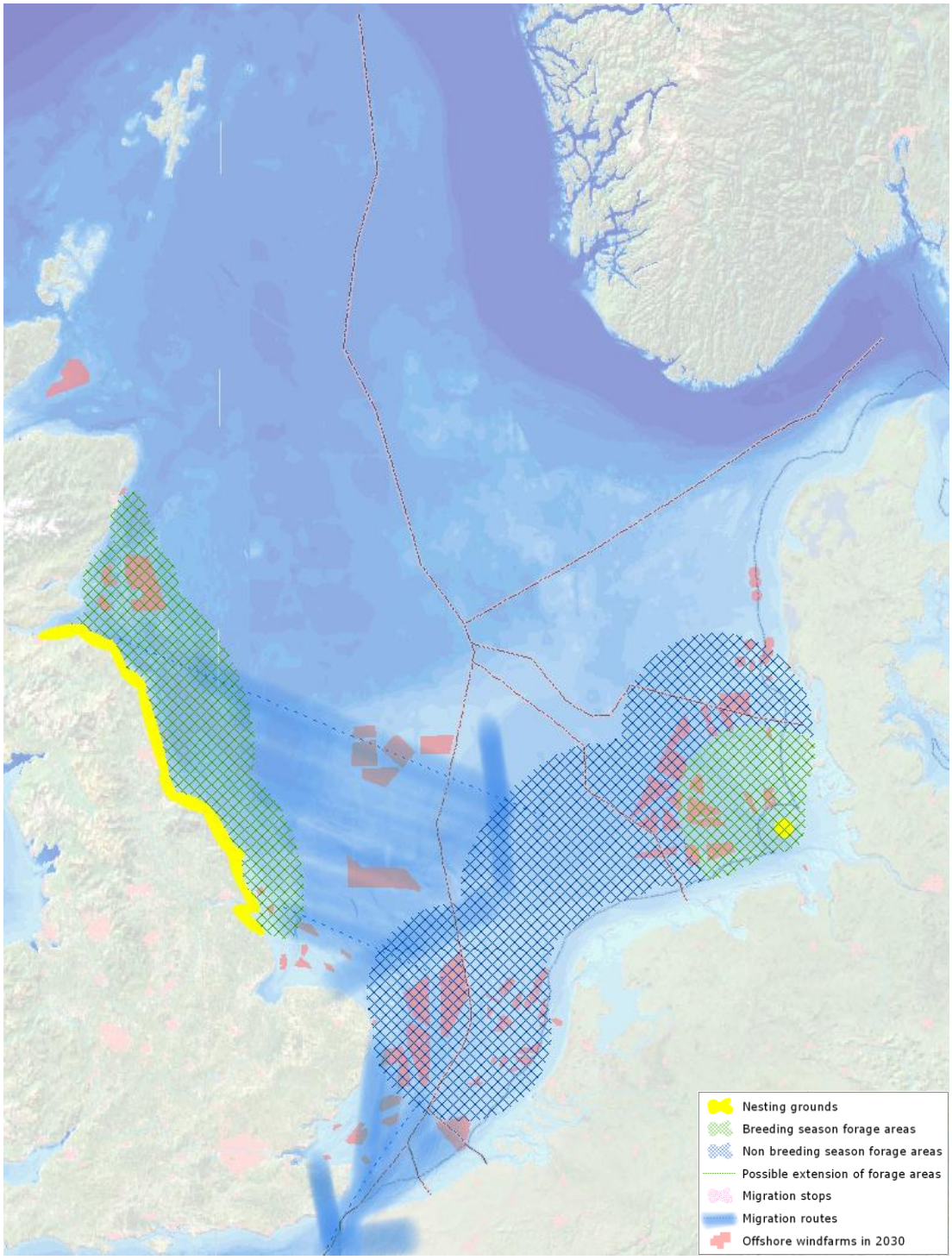


Figure II.V: Great Skua

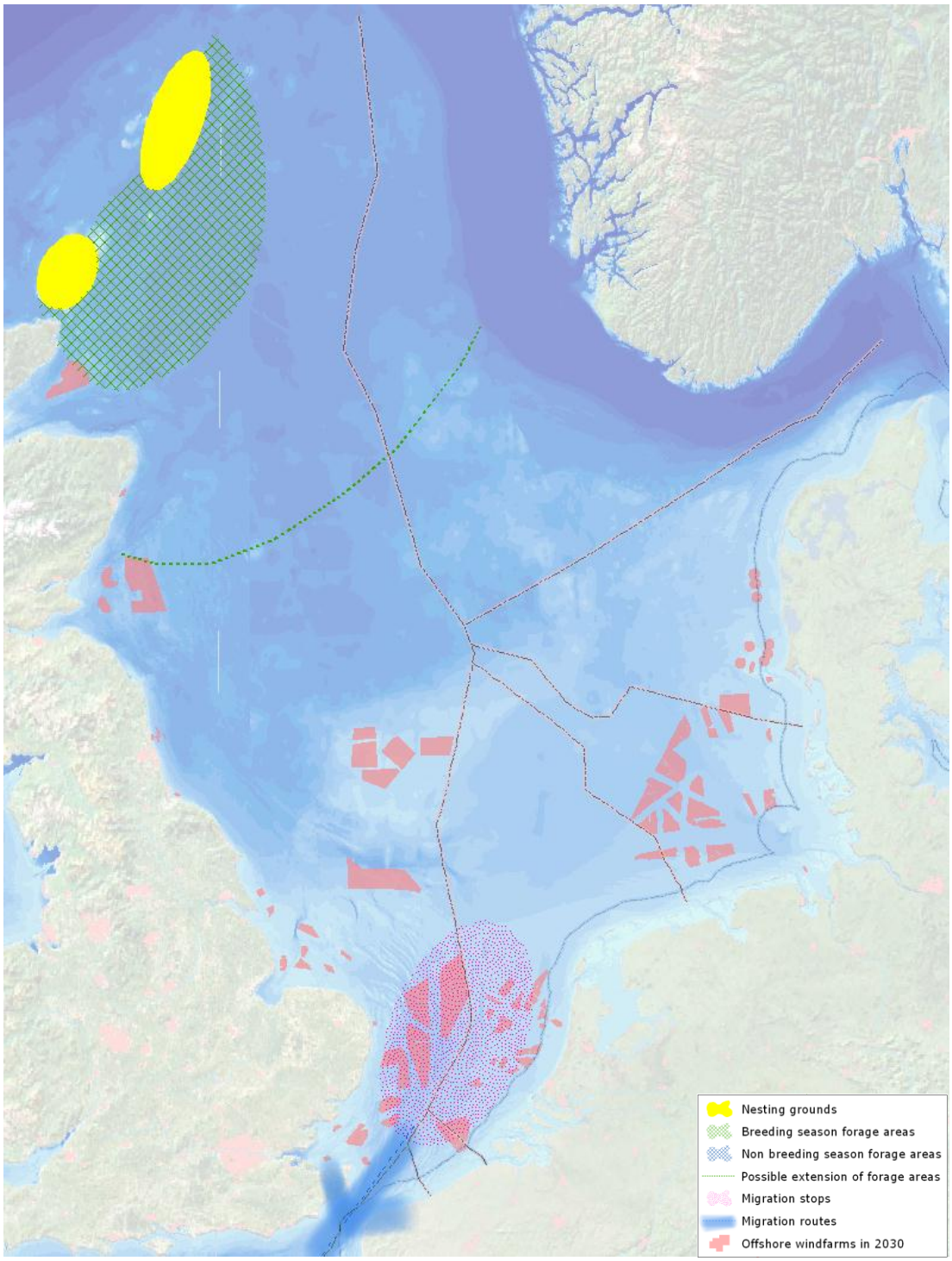


Figure II.VI: Black-legged Kittiwake

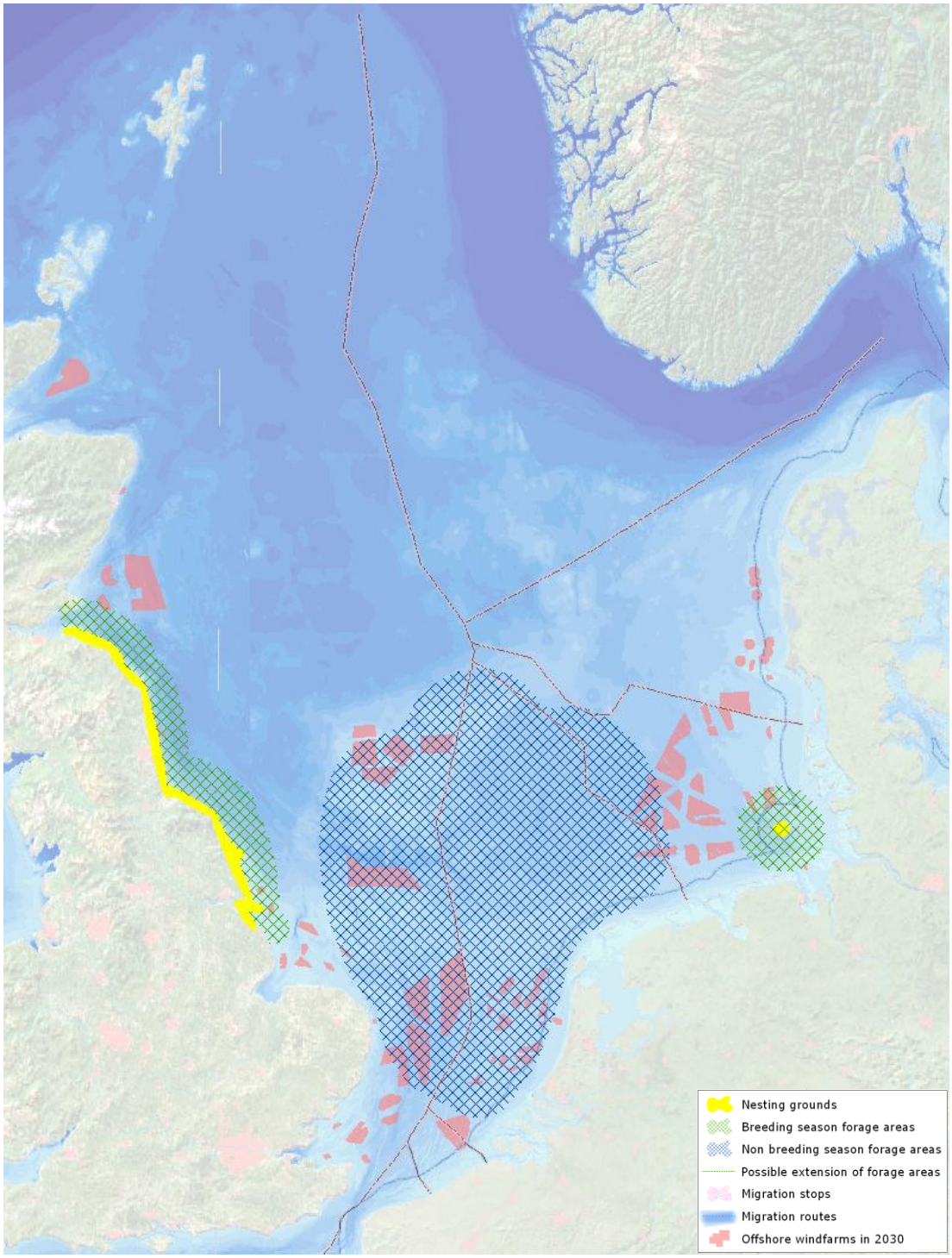


Figure II.VII: Common Scoter

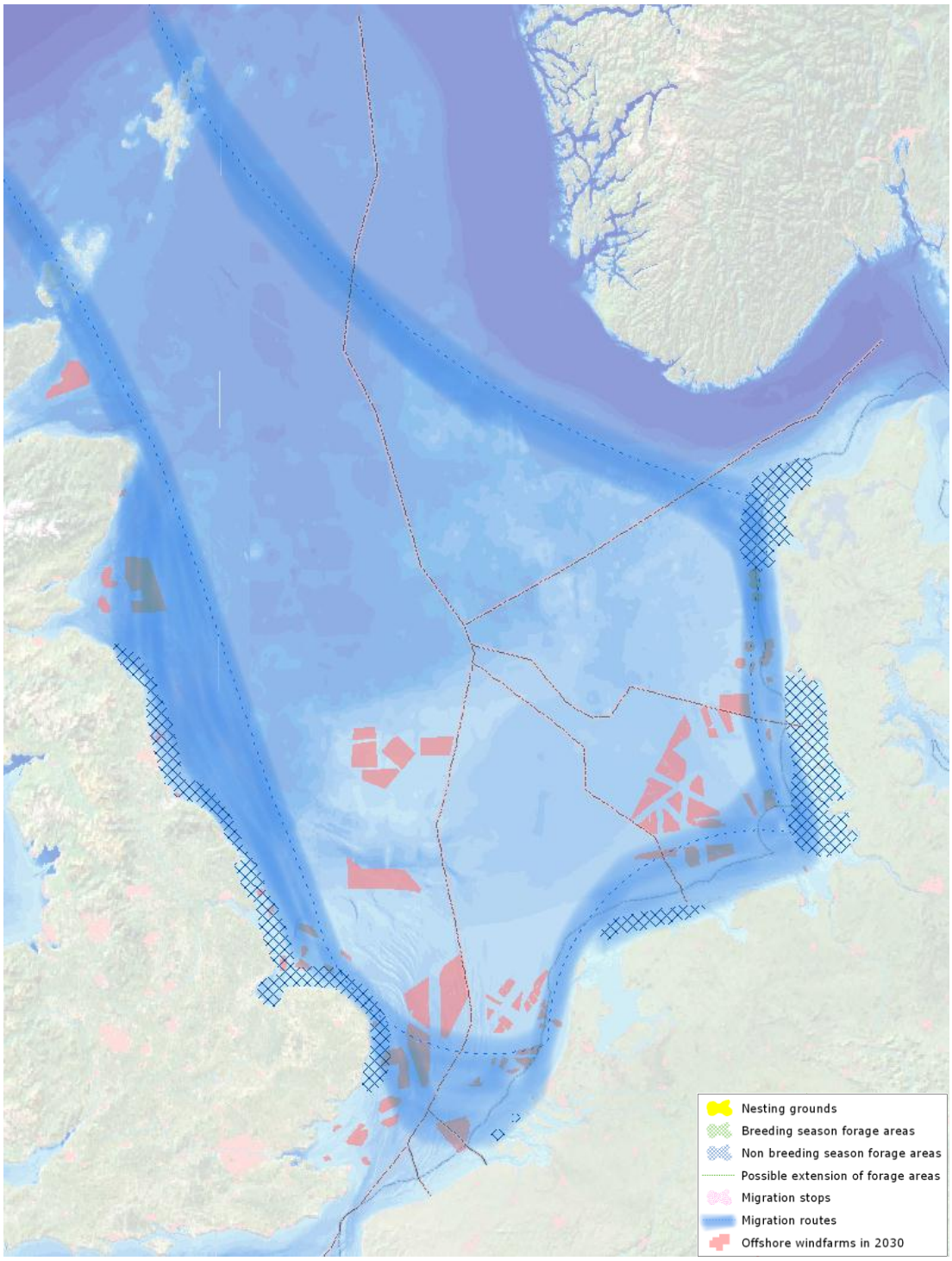


Figure II.VIII: Red-throated Diver

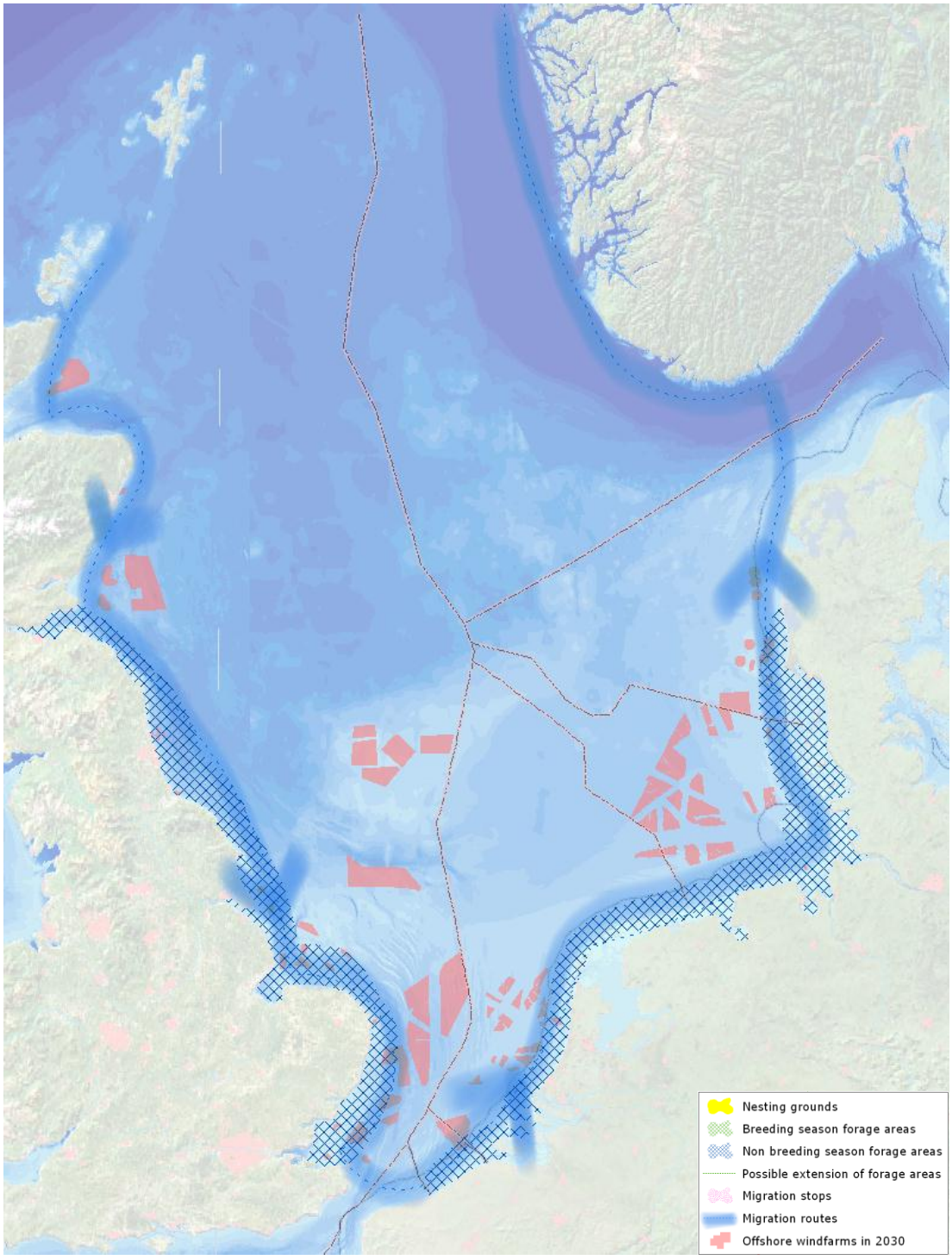


Figure II.IX: Bewick's Swan

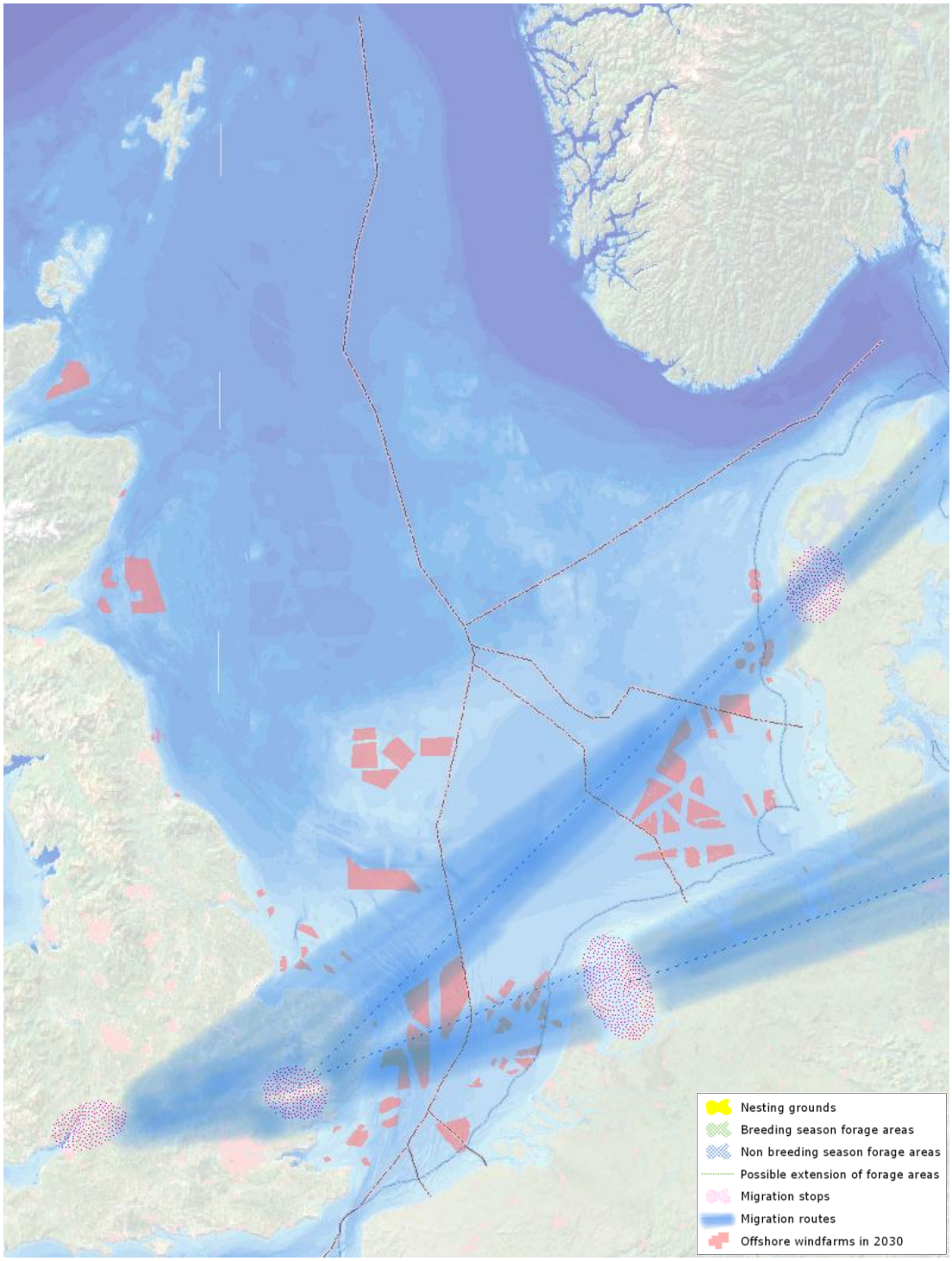
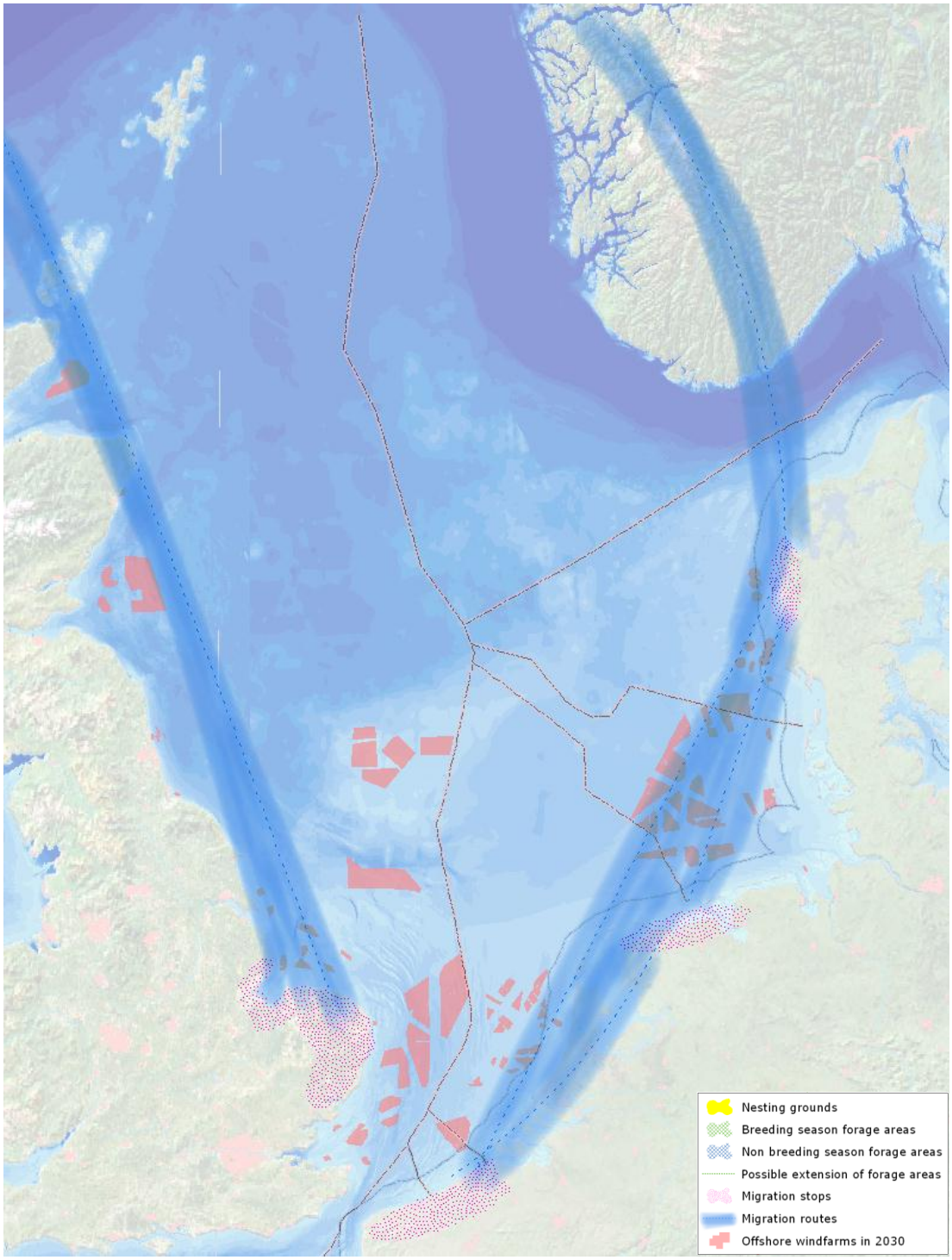
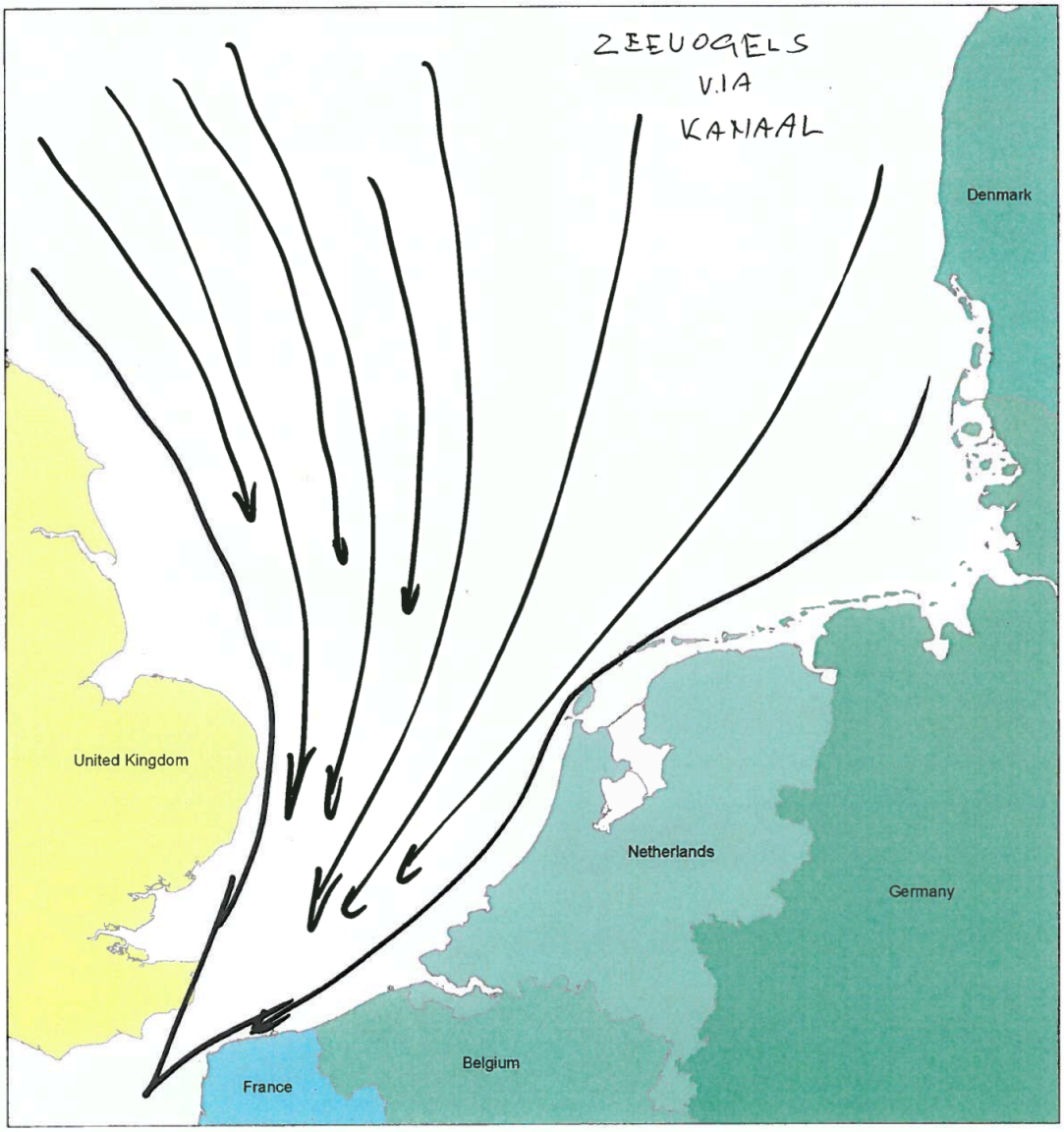
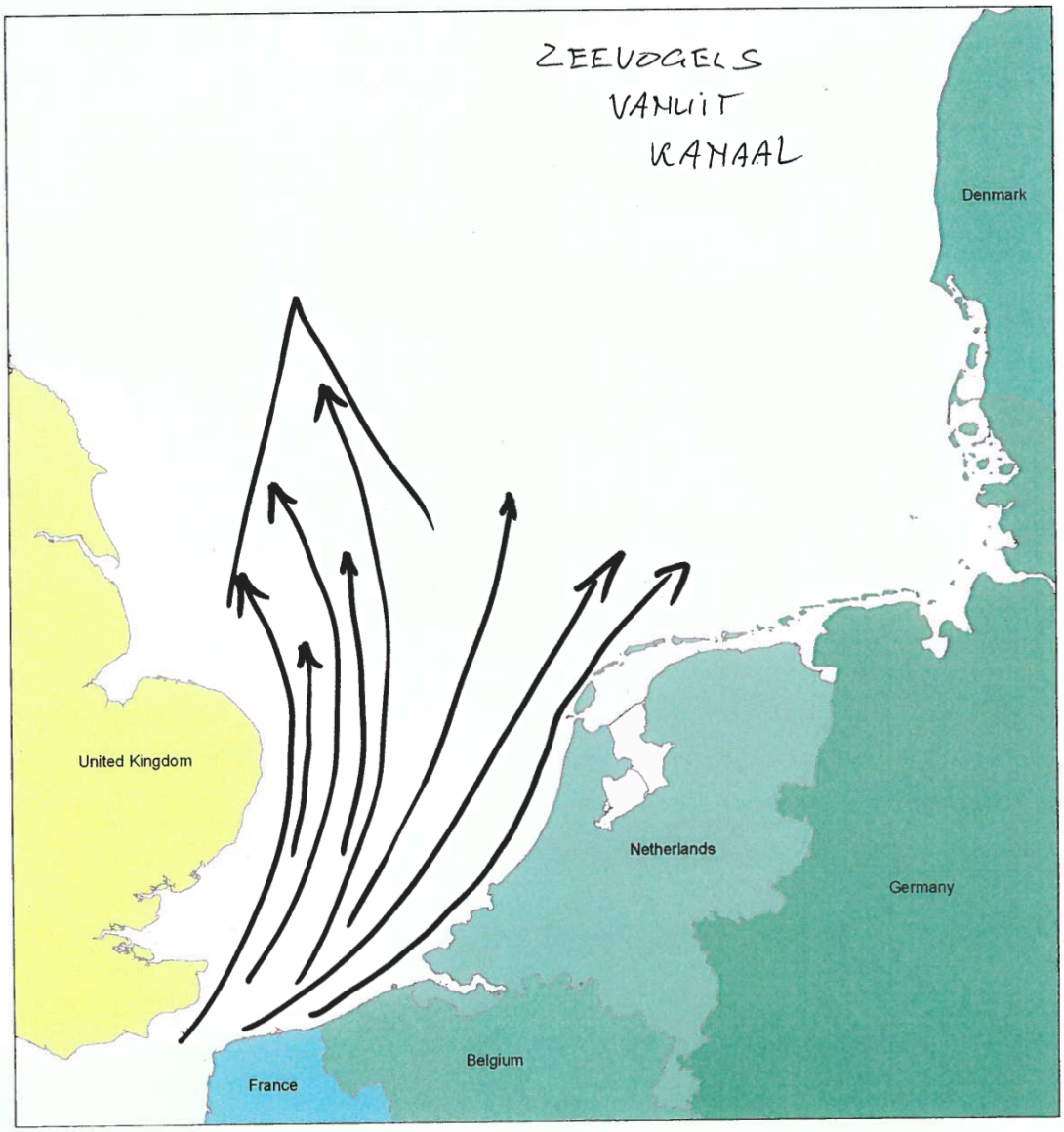
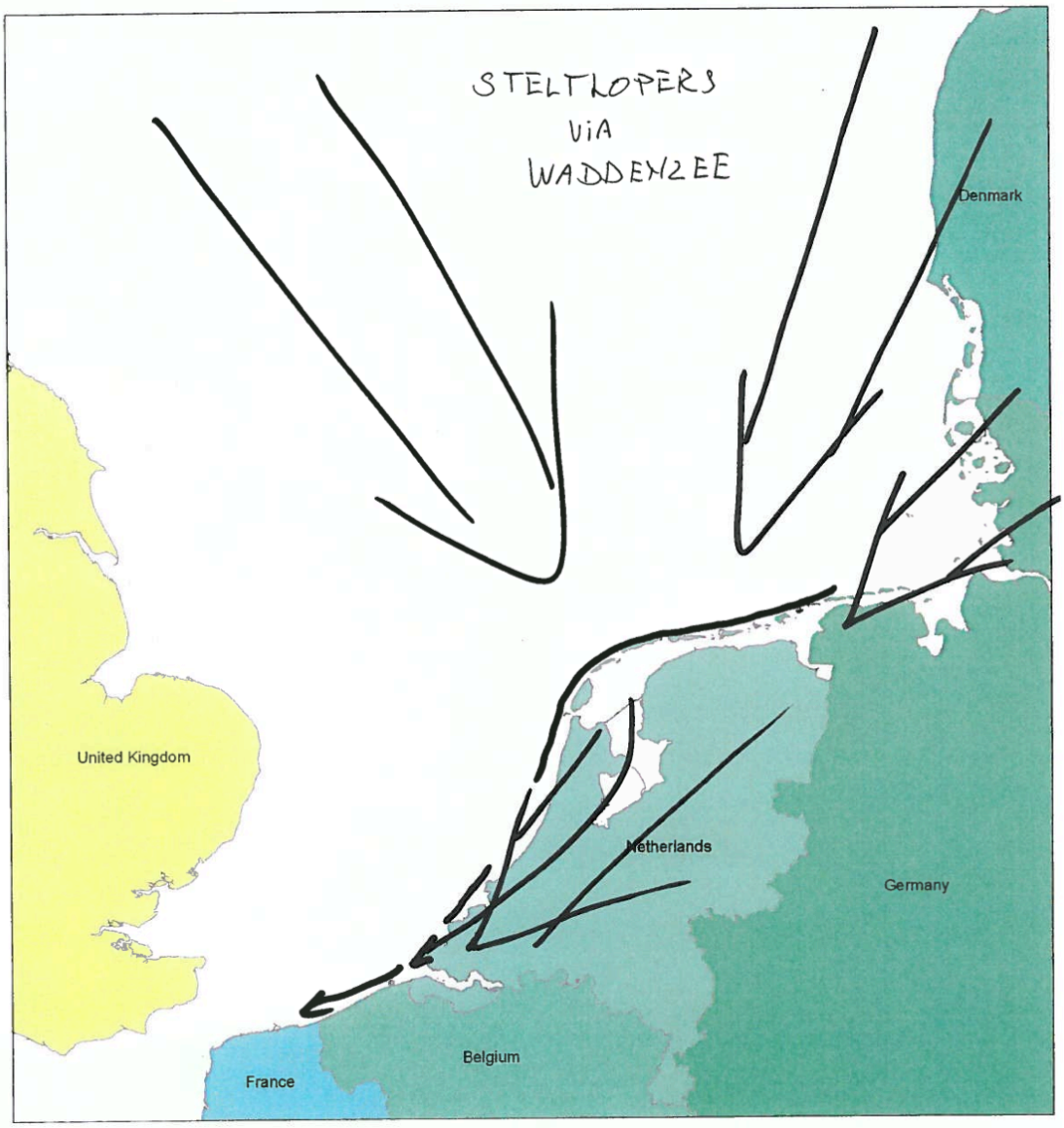


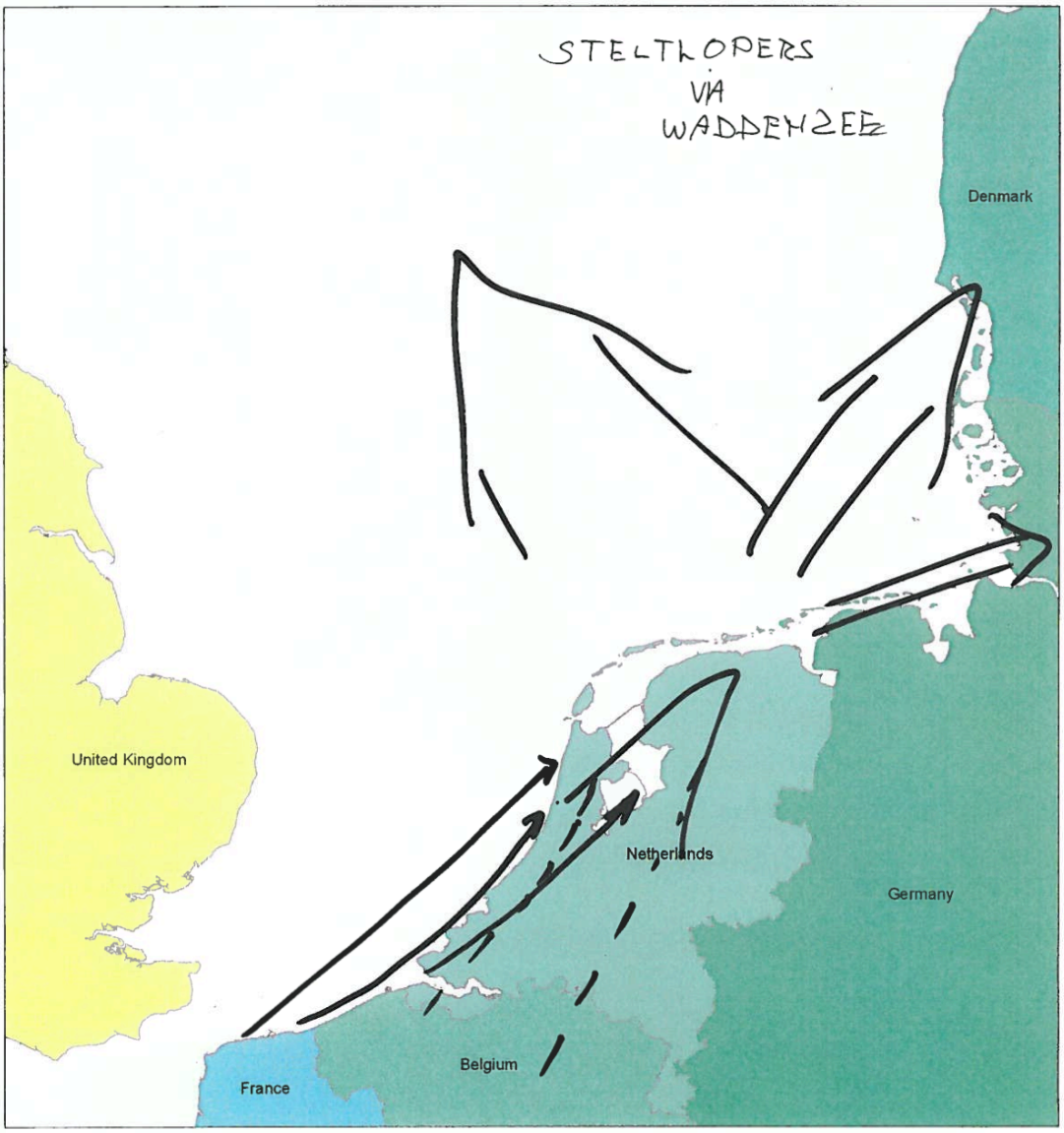
Figure II.X: Pink-footed Goose

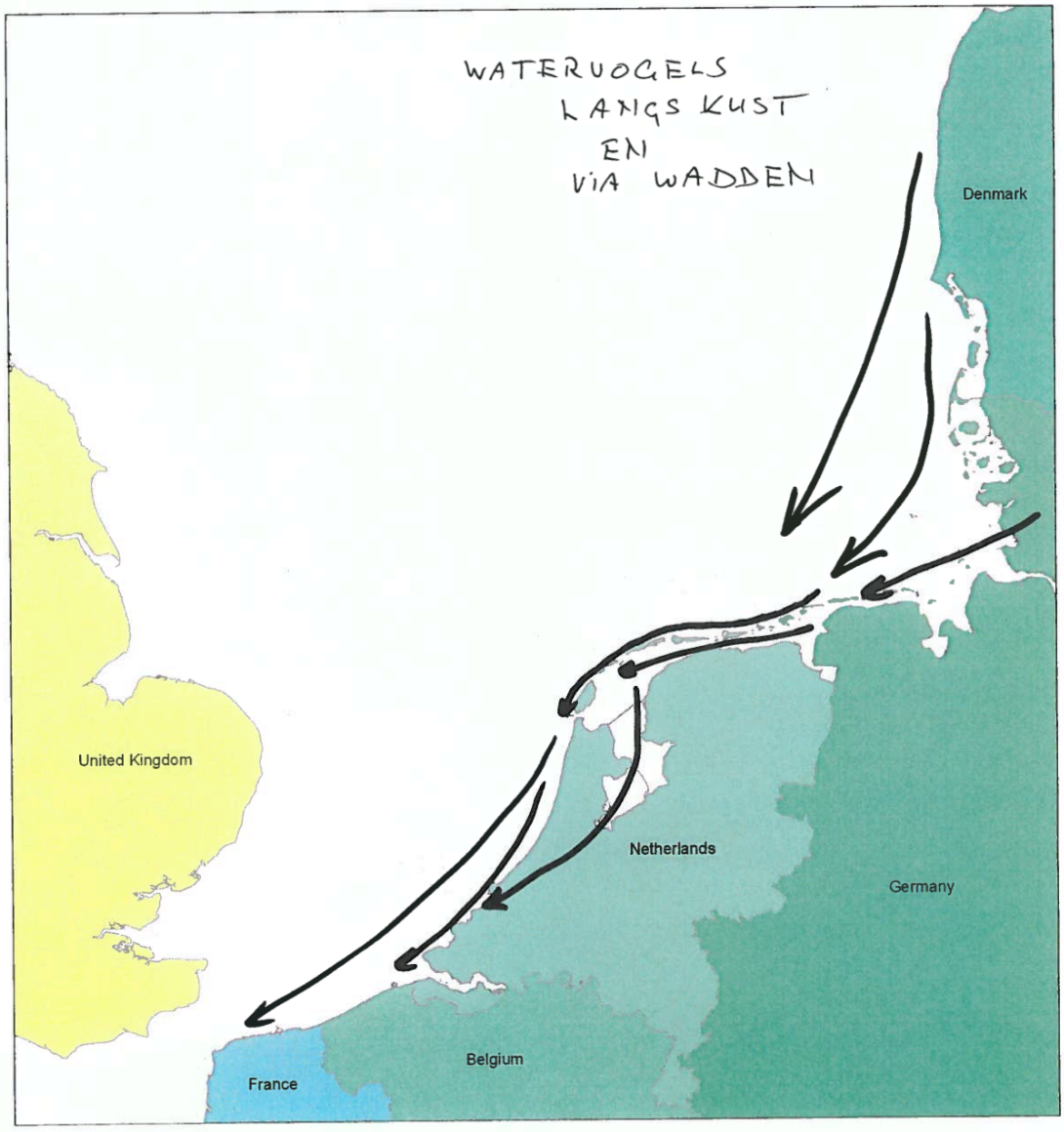


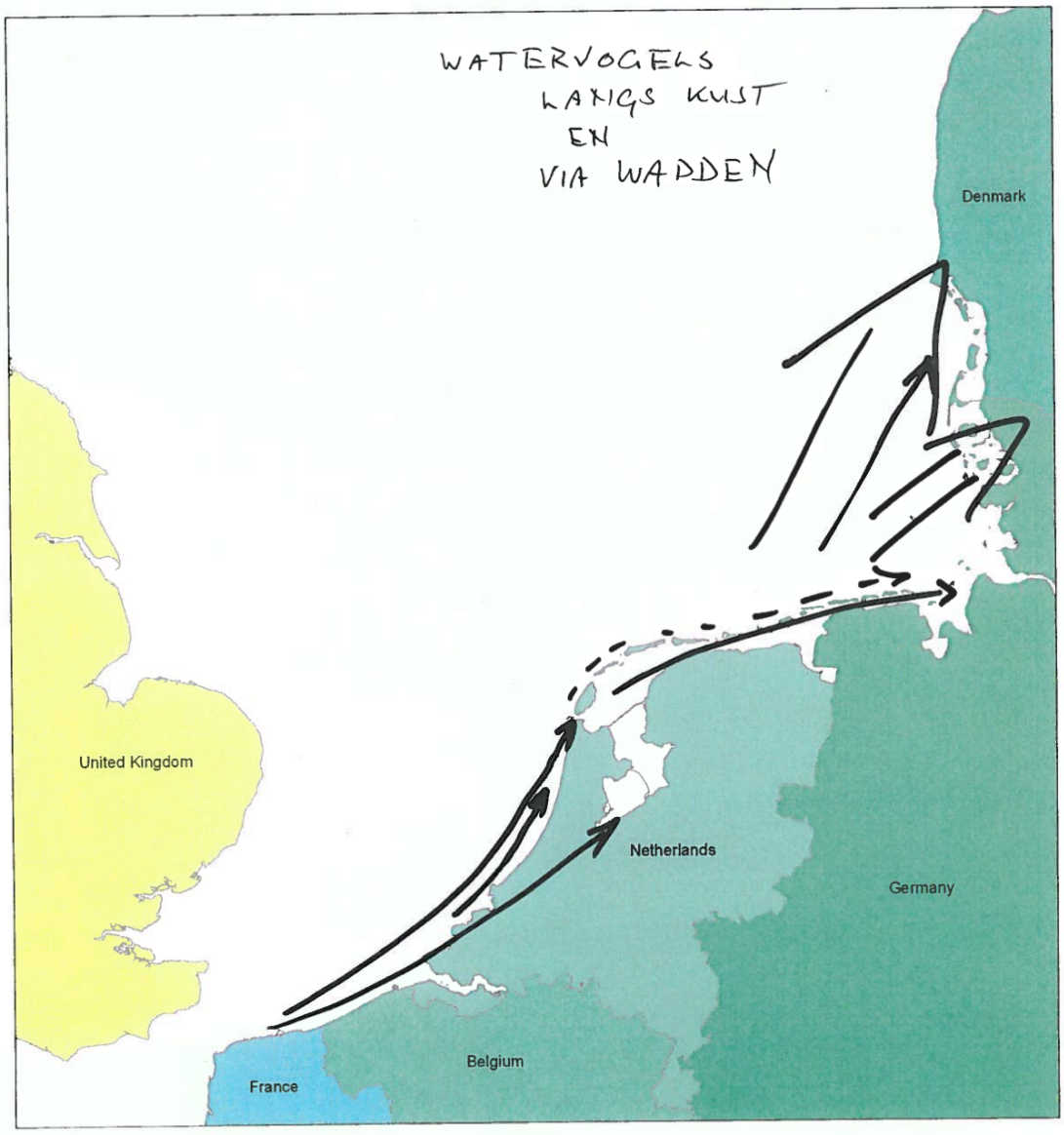

ZEEVOGELS
V.IA
KANAAL
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

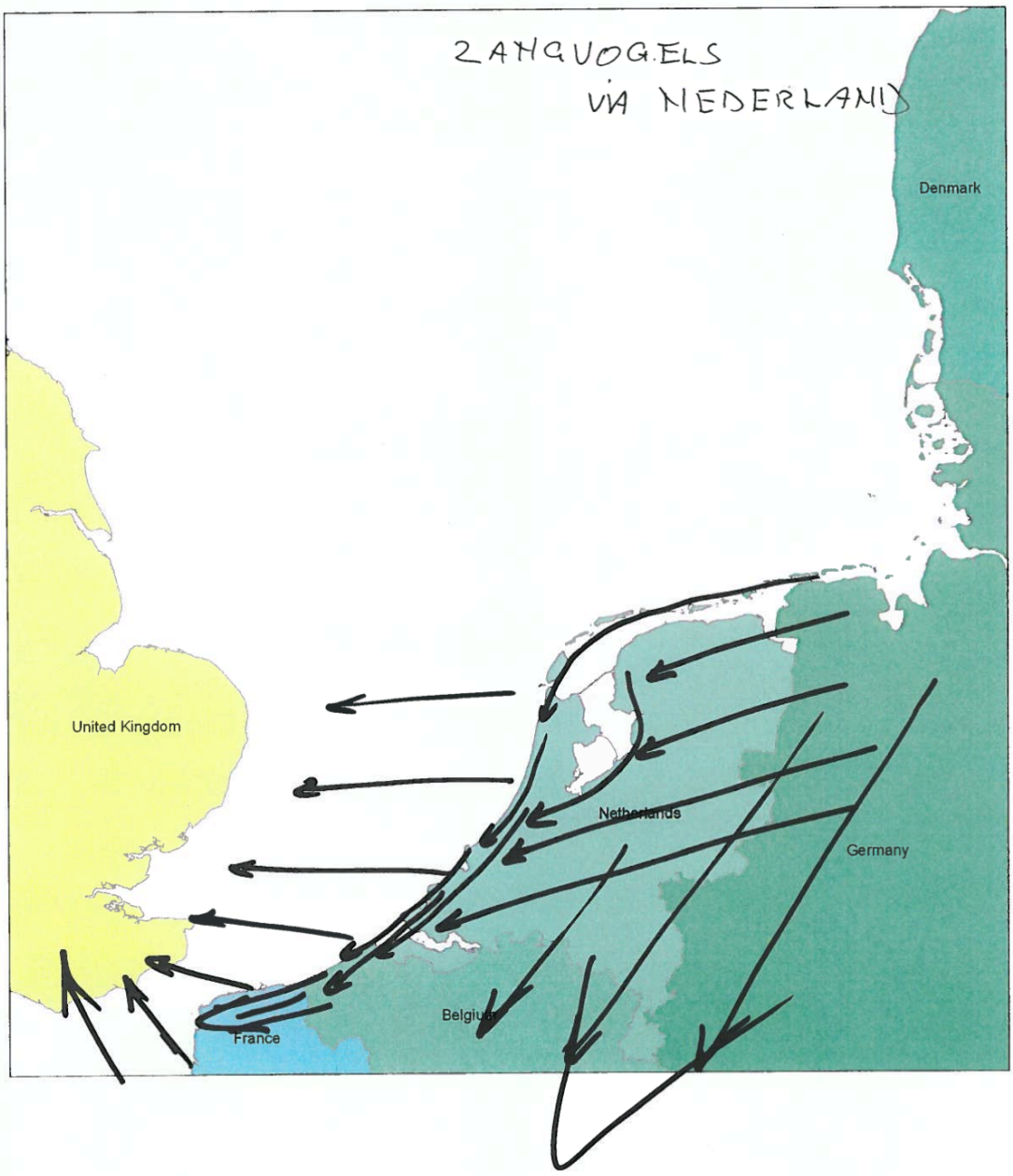

ZEEVOGELS
VANUIT
KANAAL
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

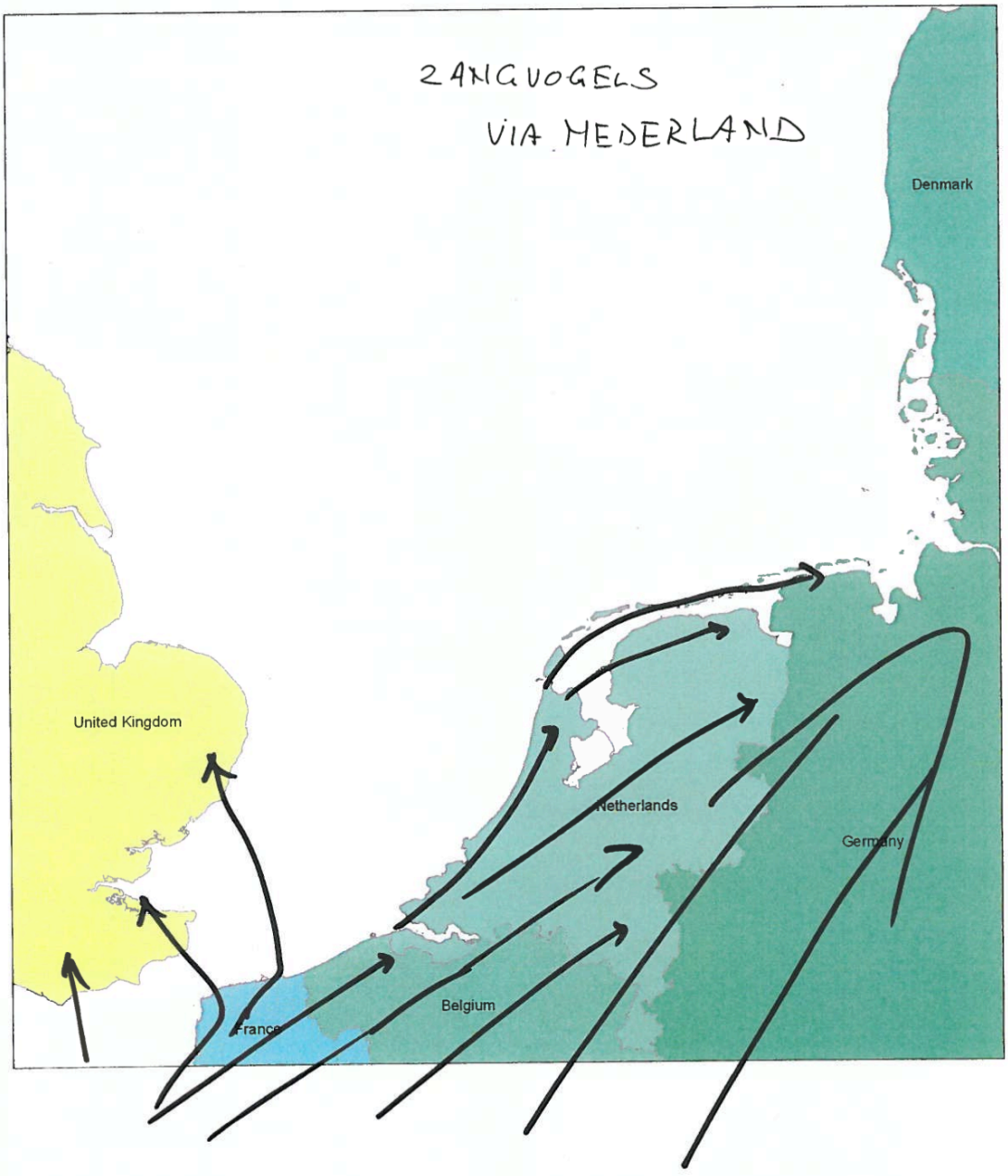

STELTLOPERS
VIA
WADDENZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

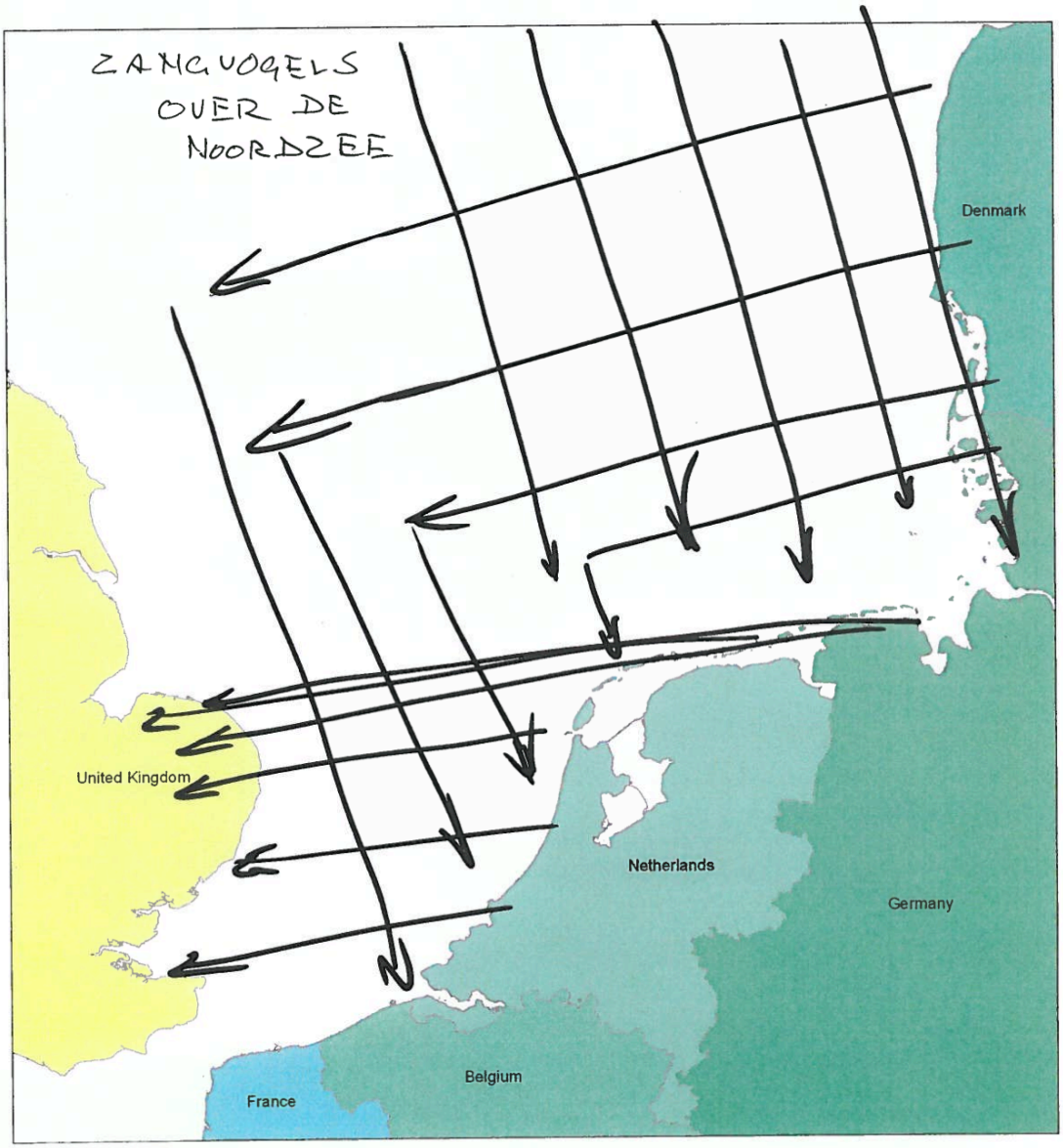

STELTLOPERS
VIA
WADDENZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

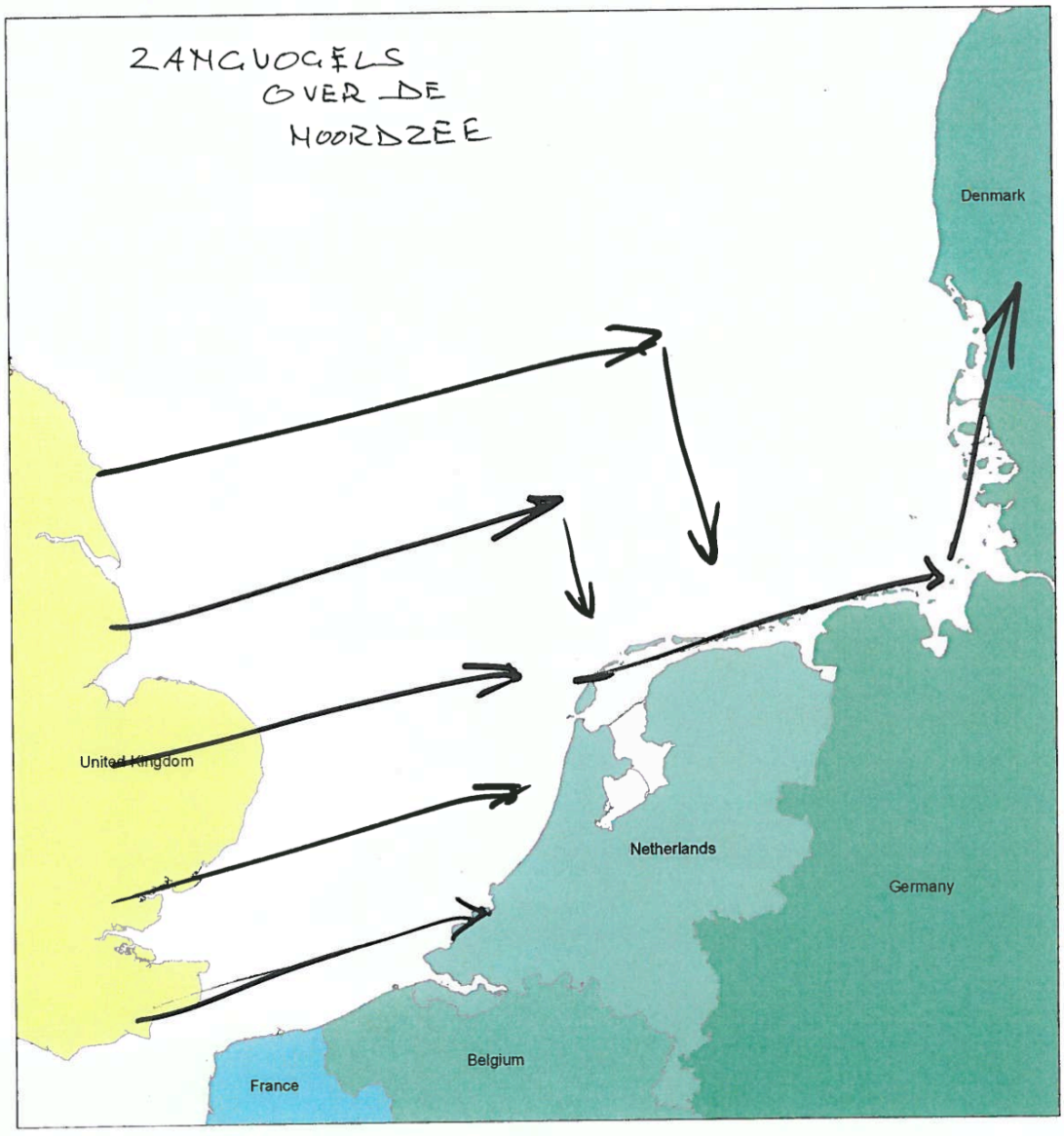

WATERVOGELS
LANGS KUST
EN
VIA WADDEN
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

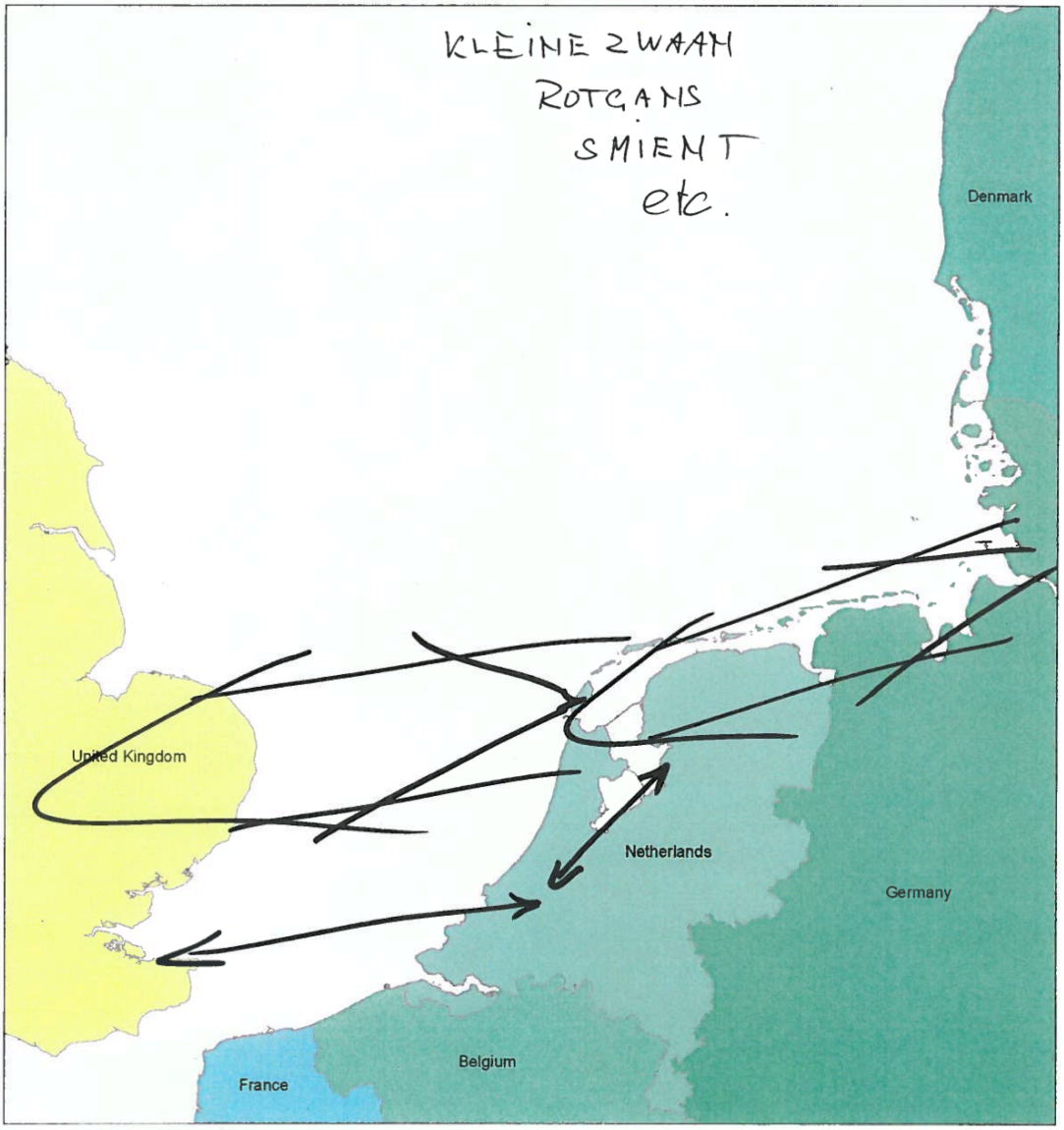

WATERVOGELS
LANGS KUST
EN
VIA WADDEN
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
VIA NEDERLAND
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
VIA NEDERLAND
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
OVER DE
NOORDZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


ZANGVOGELS
OVER DE
NOORDZEE
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France


KLEINE ZWAAN
ROTGANS
SMIENT
etc.
Denmark
United Kingdom
Netherlands
Germany
Belgium
France

Bijlage III: Windturbines en vleermuizen

Inleiding
Vleermuizen kunnen door windturbines verstoord en/of gedood worden. Daarmee zouden artikelen 9 (doden), 10 (verstoren) en 11 (beschadigen vaste rust- en verblijfplaatsen) van de Flora- en faunawet 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 aanvaringsslachtoffers 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 (Grodsky *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. Rodriguez *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 aanvaringsslachtoffer 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-spellingen 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 vleermuisslachtoffers (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. 9)
Overal 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. 9 Ff-wet (DLG 2008, van Heusden & Vreugdenhil 2008). 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 aanvaringsslachtoffers heeft.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 9 (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)?

Vaste rust- en verblijfplaatsen (art. 11)
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. 11 (verbod op het beschadigen of vernielen van vaste rust- of verblijfplaatsen) moet het volgende beoordeeld worden:

- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines vaste rust- en verblijfplaatsen 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 vaste rust- of verblijfplaats 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 vaste rust- of verblijfplaats 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 Amercia. Journal of Wildlife Management 72(1): 61-78.

Bach, L. & P. Bach, 2009a. Fledermausaktivtät in und uber 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 Nahcweis 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 Reduction des Kollisionsrisikos von Fledermäusen. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Redection 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 Redection 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 Reduction des Kollisionsrisikos von Fledermäuse an Onshore-Windkraftanlagen. Bericht eines Foschungsvorhabens. 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.

DLG, 2008. Handreiking Flora- en faunawet. Voor werkzaamheden en activiteiten in het kader van bestendig gebruik, bestendig beheer en onderhoud en ruimtelijke inrichting en ontwikkeling. Versie 1.1 (intern werkkader, 31 oktober 2008). Dienst Landelijk Gebied, Den Haag.

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 Fledermäuse 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, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Niermann I., S. von Felten, F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, O. Behr 2011. Einfluss von Anlagen- und Landschaftsvariabelen auf die Aktivitat von Fledermausen an windenergieanlagen. In: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Redection 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).

van Heusden, W.R.M. & S.J. Vreugdenhil, 2008. Handreiking Flora- en faunawet. Voor werkzaamheden en activiteiten in het kader van bestendig gebruik, bestendig beheer en onderhoud en ruimtelijke inrichting en ontwikkeling. Dienst Landelijk Gebied

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 offshore-windindustrie 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 offshore windparken (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 vertonen[6]. 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 offshore windparken. 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

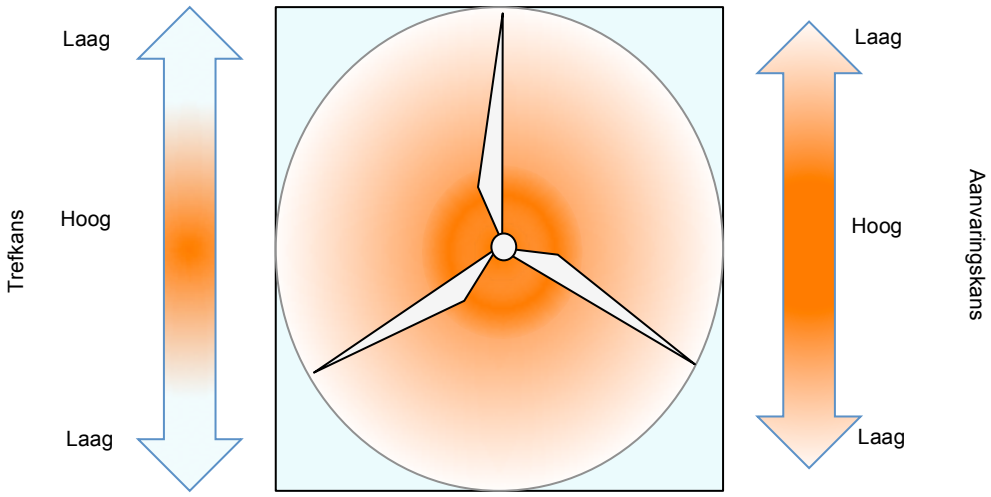
[6]Volgens Tucker (1996) kunnen vogels windturbines ontwijken door wijzigingen in de vliegsnelheid, in gevallen waar de relatieve rotorsnelheid onder een bepaald niveau zit, zoals dicht bij de gondel. Dit aspect is niet beschreven in de modellen van Band (2000), Band et al. (2007) en Band (2012).

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 aanvarings-risico'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 (Pennycuick 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 I of II in windenergiegebied Borssele (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 overzichts-studie van Johnston *et al.* (2014) genomen. In combinatie met turbinekenmerken zijn vervolgens soortspecifieke aanvaringskansen gegenereerd.

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:

Vermijding = 1 - ((1-macro-vermijding) * (1-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 papegaaiduiker; 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.

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

Pennycuick, 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 twee-bladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringsslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringsslachtoffers 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 aanvaringsslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines.

Als voorbeeld wordt hieronder het aantal aanvaringsslachtoffers voor tweebladige- en driebladige windturbines voor een lokale zeevogel (grote mantelmeeuw), een kolonievogel (grote stern) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels) weergegeven.

Tabel VI.4 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines voor de verschillende alternatieven, voor representatieve soorten voor de verschillende groepen (lokale zeevogels, kolonievogels, trekvogels).

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1 117 * 3MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10MW ø 221 m
Driebladige	grote mantelmeeuw	46	46	9
	grote stern	2	2	0
	zangvogels	1073	1257	744
Tweebladige	grote mantelmeeuw	31	31	6
	grote stern	1	1	0
	zangvogels	715	838	496



Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie & landschap
Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345-512710, Fax 0345-519849
E-mail info@buwa.nl, www.buwa.nl

Bijlage 3

Effecten van aanleg op zeezoogdieren

Offshore windpark Borssele

Effecten van aanleg op zeezoogdieren

CONCEPT

Dr. F. Heinis
Concept d.d. 17 maart 2015

HWE *onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1 Inleiding 5

1.1 Achtergrond en kader 5

1.2 Offshore windpark Borssele 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 9

2.2.1 Relevante effectparameters 9

2.2.2 Drempelwaarden 11

2.2.3 Toepassen drempelwaarden bij bepalen van oppervlakten beïnvloed gebied 11

2.2.4 Bepalen van populatie-effecten 12

3 Bandbreedte van effecten van heigeluid bij constructie van windpark Borssele 15

3.1 Effecten op bruinvissen 15

3.1.1 Effecten op het gedrag van bruinvissen (verstoring/mijding) 15

3.1.2 Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) 18

3.1.3 Gevolgen voor de bruinvispopulatie 20

3.2 Effecten op zeehonden 21

3.2.1 Effecten op het gedrag van zeehonden (verstoring/mijding) 21

3.2.2 Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) 25

3.2.3 Gevolgen voor de populaties van gewone en grijze zeehonden 25

3.3 Vergelijking alternatieve opstellingen 25

4 Effecten van aanleg kavel II van windpark Borssele 27

4.1 Inleiding 27

4.1.1 Bruinvis 27

4.1.2 Zeehonden 29

4.2 Effecten op Natura 2000-gebieden 30

4.2.1 Waddenzee 31

4.2.2 Noordzeekustzone 32

4.2.3 Voordelta 33

4.2.4 Oosterschelde 34

4.2.5 Vlakte van de Raan 35

CONCEPT

4.2.6 Westerschelde & Saeftinghe 36
4.3 Toetsing Flora- en faunawet 36
5 Effecten van aanleg kavel I van windpark Borssele 39
5.1 Inleiding 39
5.2 Effecten op populaties zeezoogdieren 39
5.2.1 Bruinvis 39
5.2.3 Zeehonden 41
5.3 Effecten op Natura 2000-gebieden 43
5.3.1 Waddenzee 43
5.3.2 Noordzeekustzone 44
5.3.3 Voordelta 45
5.3.4 Oosterschelde 46
5.3.5 Vlakte van de Raan 46
5.3.6 Westerschelde & Saeftinghe 48
5.4 Toetsing Flora- en faunawet 48
6 Cumulatieve effecten 51
6.1 Afbakening 51
6.2 Cumulatieve effecten in één jaar (kavel I en II, Mermaid) 51
6.2.1 Scenario's 51
6.2.2 Effecten op bruinvis 52
6.2.3 Effecten op zeehonden 52
6.3 Cumulatieve effecten in één jaar op Natura 2000-gebieden 53
6.3.1 Bruinvis 53
6.3.2 Zeehonden 54
6.4 Toetsing cumulatieve effecten in één jaar aan Flora- en faunawet 55
6.4.1 Bruinvis 55
6.4.2 Zeehonden 55
6.5 Cumulatieve Effecten na 6 jaar constructie van windparken op NCP (SER-akkoord) 56
6.6 Cumulatieve effecten na 6 jaar op de totale Noordzee (internationaal scenario) 56
7 Mitigerende maatregelen 58
8 Leemten in kennis 61
9 Referenties 63

CONCEPT

BIJLAGEN

Bijlage 1 TNO notitie
Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen

CONCEPT

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 Onderwatergeluid[1] 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 windpark Borssele, 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.

Op verzoek van het ministerie van Economische Zaken heeft Rijkswaterstaat het op zich genomen voor Ronde 3 offshore wind een 'Assessement framework ecology and accumulation of effects' te ontwikkelen. Het is een uit meerdere onderdelen bestaand project. Het formuleren van een breed gedragen aanpak voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief

[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:// http://www.ser.nl/nl/publicaties/overige/2010-2019/2013/energieakkoord-duurzame-groei.aspx

CONCEPT

onderwatergeluid op relevante populaties van zeezoogdieren in de Noordzee is er een van. De eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid is in de tweede helft van 2014 gewerkt aan het ontwikkelen van een dergelijke aanpak. De resultaten zijn weergegeven in een eind december 2014 opgeleverd concepteindrapport (Heinis & de Jong, in prep.). Dit rapport is ter review voorgelegd aan enkele buitenlandse collega's. De definitieve versie zal begin maart 2015 worden gepubliceerd. Genoemd rapport vormt het primaire uitgangspunt voor de voorliggende effectbeschrijving en bevat 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 WINDPARK BORSSELE

Bij het bepalen en beoordelen van de effecten van de constructie van het windpark Borssele zijn voor elk van de 4 uit te geven kavels twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 35 turbines van 10 MW (hei-energie 3.000 kJ);
- Alternatief 2, een opstelling met 117 turbines van 3 MW (hei-energie 1.000 kJ).

Voor beide alternatieven is uitgegaan van monopaalfunderingen, waarvan er, als de weersomstandigheden andere logistieke omstandigheden dat toelaten elke 24 uur 1 wordt geheid.

TNO heeft op dezelfde manier als voor eerdere 'Ronde 2' windparken Q4 West en Gemini berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor elk van de 4 kavels twee paalposities en twee alternatieve opstellingen 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 (in prep.) 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.

CONCEPT

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. 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 Borssele windpark 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 μPa^2m^2. Dit bronniveau is bij de verdere berekeningen gebruikt. De laagste inschatting van het bronniveau bedroeg 215 dB re 1 μPa^2m^2 (zie verder bijlage 1).

Voor de fundering van het offshore windpark Borssele is uitgegaan van monopalen, die door heien in de zeebodem zullen worden verankerd. De hiervoor benodigde hei-energie bedraagt maximaal 3.000 kJ voor alternatief 1 en 1.000 kJ voor alternatief 2. 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 Borssele per heiklap respectievelijk ongeveer 6 dB of 1 dB groter zal zijn.

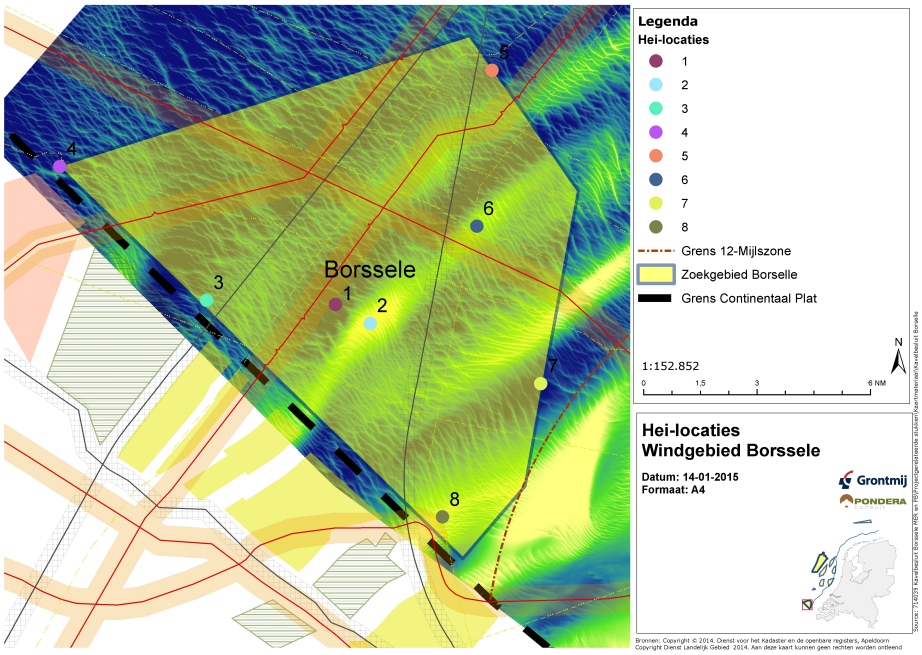
Voor het bepalen van de voortplanting van het onderwatergeluid als gevolg van het heien voor windpark Borssele is een realistisch, met de praktijk overeenkomend heiscenario doorgerekend ('soft start'). Voor het goed positioneren van de paal wordt in de eerste ca. 10 minuten met een lagere energie en 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. Uitgaande van dit heiscenario zijn berekeningen voor gemiddelde windcondities en voor windstilte (*worst case*) uitgevoerd. Om een indruk te krijgen van de mogelijke invloed van paalpositie op de reikwijdte van het effect is dit voor beide alternatieve opstellingen op 8 verschillende locaties binnen het plangebied voor het, in 4 kavels uit te geven windpark Borssele

CONCEPT

gedaan (Figuur 2-1). Daarbij is in elk kavel – in principe – een positie met maximale diepte en een positie met minimale diepte gekozen:

- Kavel I: positie 5 op ca. 28 m en positie 6 op ca. 23 m;
- Kavel II: positie 7 op ca. 33 m en positie 8 op ca. 16 m;
- Kavel III: positie 1 op ca. 32 m en positie 2 op ca. 15 m;
- Kavel IV: positie 3 en 4, beiden op ca. 29 m.

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 Borssele 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 Borssele uit 35 windturbines van 10 MW of uit 117 windturbines van 3 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 uur[3] duren.

[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

Dat betekent dat er in het bouwseizoen maximaal zo'n 70 uur wordt geheid voor alternatief 1 (35 palen x 2 uur) en 234 uur voor alternatief 2 (117 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 ruim een 1 maand (alternatief 1) of in iets minder dan 4 maanden (alternatief 2) zijn afgerond. Rekening houdend met mindere weersomstandigheden en/of materiaalpech e.d. is de verwachting dat de heiwerkzaamheden binnen een periode van 2 maanden (alternatief 1) of 6 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	35	117
Geïnstalleerd vermogen per turbine	10 MW	3 MW
Hei-energie	3.000 kJ	1.000 kJ
Netto heitijd per monopaal fundering inclusief korte pauzes	2	2
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden (min-max)	1 – 2 maanden	4 – 6 maanden

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 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 (in prep.) overgenomen argumentatie in het Intermezzo Relevante parameters voor effecten heigeluid op populaties.

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.

CONCEPT

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 (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien).
- 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 geluiddosis (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. Op dit moment is dat in de bestaande vergunningen via een voorschrift geborgd. Uit de voor verschillende windparken uitgevoerde berekeningen blijkt dat de afstand waarbinnen bruinvissen PTS zouden kunnen oplopen relatief klein is, wat betekent dat het effect waarschijnlijk kan worden voorkomen door met een 'sof 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.

[4] Omdat ADD's geluid in een ander frequentiegebied produceren dan heigeluid is de kans op cumulatieve effecten op het gehoor verwaarloosbaar.

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 geluiddosis, i.e. de 'optelsom' van meerdere geluidpulsen, 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 (in prep.) opgenomen Intermezzo 'Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren'.

Tabel 2-2: Drempelwaarden voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL_1 = geluiddosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{CUM} = geluiddosis 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^2s	Heinis & de Jong, in prep.
	PTS-onset	SEL_{CUM} > 179 dB re 1 μPa^2s	TTS-onset uit Lucke et al. (2009) + 15 dB
Zeehonden	Gedragsrespons*	$SEL_{1,w}$ > 145 dB re 1 μPa^2s	Kastelein et al. 2011
	PTS-onset	$SEL_{CUM,w}$ > 186 dB re 1 μPa^2s	Southall et al. 2007

* Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

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 (SEL_1). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor de significante **gedragsrespons** (verstoring/mijding) worden overschreden. 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. Daarmee wordt er dus van uit gegaan 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

CONCEPT

Heinis & de Jong, in prep.). Vooralsnog is het echter niet mogelijk om op basis van deze waarnemingen meer realistische aannames te doen.

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);
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluiddoses 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 35 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 eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid.

2.2.4 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 Borssele windparken 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,

CONCEPT

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 kwantificeren. 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 in prep. 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 (in prep.). De uitkomsten laten zien dat er bij benadering een lineair verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie. Een eerste-orde schatting van de reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van scenario's voor de constructie van windparken op de Noordzee volgt uit de formule (mediaan-waarden = 50% kans)

"Populatiereductie (individuen) = $2{,}9 \cdot 10^{-3}$ × bruinvisverstoringsdagen".

Interim PCoD schattingen geven ook de berekende kansverdeling voor de additionele populatiereductie. De hieruit af te leiden trend van de relatie tussen bruinvisverstorinsdagen en de mediaan-waarden is vrijwel gelijk aan den trend in de totale reductie, maar laat een aanzienlijk kleinere spreiding zien. Omdat verstoring door onderwatergeluid tot een additionele reductie leidt die grotere is dan nul, is de kansverdeling rond de mediaan – anders dan in het stochastische populatiemodel – asymmetrisch. Globaal dient er rekening mee te worden gehouden dat er een 10% kans bestaat dat de populatiereductie ongeveer 2 maal groter is dan de mediaanschatting.

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.

CONCEPT

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 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 te worden blootgesteld dan zeehonden. Op de locaties waar de activiteiten zijn gepland is de relatieve 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 (zie Heinis & de Jong, in prep.) en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties.

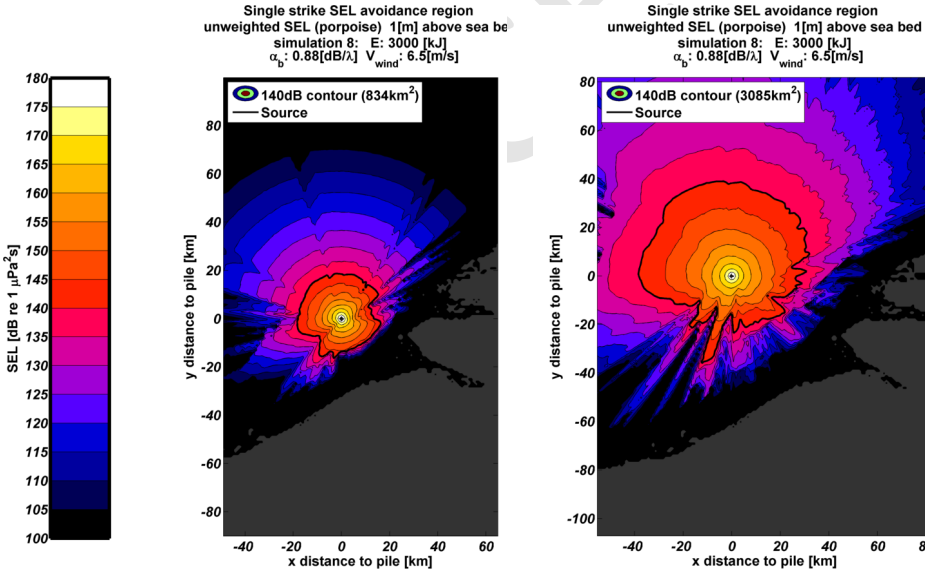
CONCEPT

3 Bandbreedte van effecten van heigeluid bij constructie van windpark Borssele

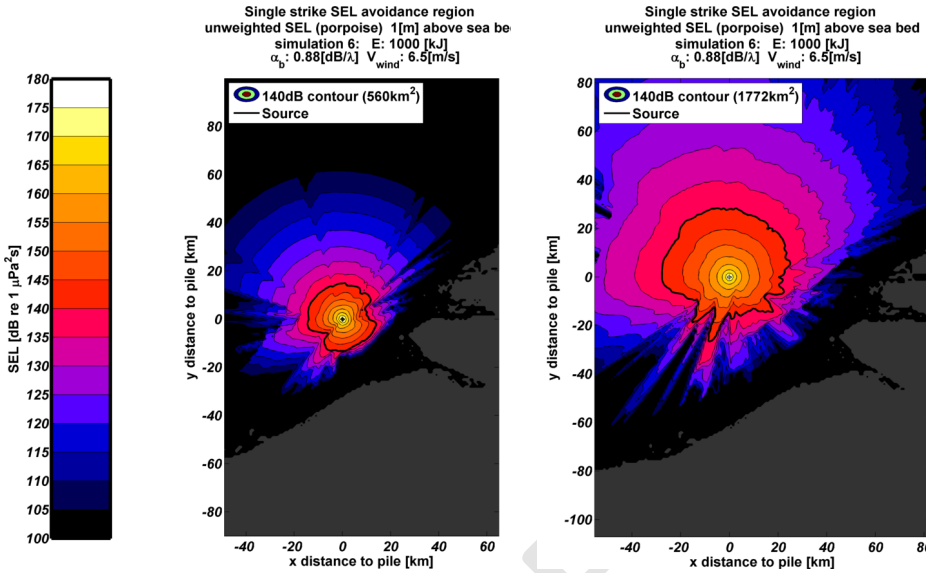
3.1 EFFECTEN OP BRUINVISSEN

3.1.1 Effecten op het gedrag van bruinvissen (verstoring/mijding)

Voorbeelden van de door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor windpark Borssele op twee van de acht onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 3-1 (alternatief 1) en in Figuur 3-2 (alternatief 2). In de figuren is links de verdeling weergegeven voor de paalpositie waarop het heigeluid als gevolg van waterdiepte en bodemmorfologie het minst ver draagt en rechts voor de paalpositie waar het heigeluid het verst reikt. 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.



Figuur 3-1 Berekende verdeling van SEL_1 op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien voor alternatief 1 (3.000 kJ) op paalpositie 8 (links, minimale verstoringscontour) en paalpositie 4 (rechts, maximale verstoringscontour). 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 bruinvissen. Het grijze gebied toont de Nederlandse kust.



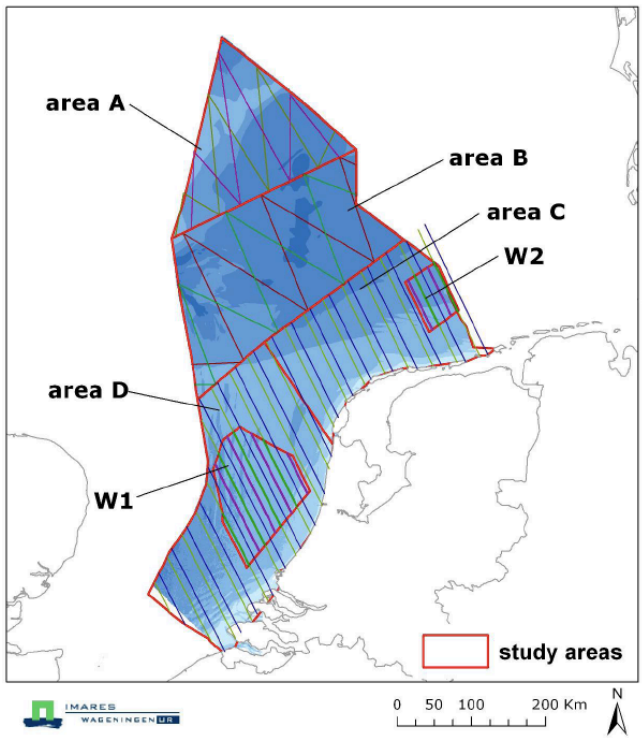
Figuur 3-2 Berekende verdeling van SEL_1 op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien voor alternatief 2 (1.000 kJ) op paalpositie 8 (links, minimale verstoringscontour) en paalpositie 4 (rechts, maximale verstoringscontour). Zie verder bijschrift bij Figuur 3-1.

Uit de figuren is af te leiden dat aanleg van windpark Borssele volgens alternatief 1 onder gemiddelde windomstandigheden de grenswaarde voor verstoring/mijding in een gebied van minimaal 834 km^2 (paalpositie 8) en maximaal 3.085 km^2 (paalpositie 4) wordt overschreden> Hiervan ligt iets meer dan de helft op het NCP[5], wat betekent dat bij gemiddelde wind 0,8 to 2,7% van het NCP wordt verstoord. Als windpark Borssele volgens alternatief 2 wordt aangelegd zal de hei-energie kleiner zijn waardoor de geluidsproductie bij het heien van een fundering kleiner zal zijn. Voor bruinvissen betekent het dat de grenswaarde voor verstoring/mijding in een gebied van 560 km^2 (paalpositie 8) tot 1.772 km^2 (paalpositie 4) zal worden overschreden (= 0,5 tot 1,8% van de oppervlakte van het NCP).

Het aantal beïnvloede bruinvissen is per paalpositie berekend uit de, over de twee berekende windcondities gemiddelde oppervlakte, door heigeluid verstoord gebied vermenigvuldigd 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 Borssele uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid in deelgebeid D (zie Figuur 3-3). 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

[5] Bij deze paalposities valt zo'n 45% van het verstoorde gebied in het tot België of het Verenigd Koninkrijk behorende deel van het Continentaal Plat.

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.



Figuur 3-3 Uit Geelhoed et al. (2011) overgenomen kaart van het NCP met onderscheiden deelgebieden A (Doggersbank), B (Offshore), C (Friese Front) en D (Bruine Bank). W1 en W2 geven de destijds relevante gebieden voor windenergie weer. De lijnen geven de gevlogen transecten weer en de kleuren de verschillende surveys.

De resultaten van de op grond van de gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) berekende aantallen bruinvissen die door de hei-activiteiten mogelijk in een deel van het leefgebied worden verstoord, staan in Tabel 3-1 (alternatief 1) en
Tabel 3-2 (alternatief 2). Uit de berekeningen blijkt dat als gevolg van de hogere gemiddelde dichtheid van bruinvissen in juli het aantal, door heigeluid verstoorde bruinvissen ook het grootst is. Afhankelijk van de locatie waar wordt geheid (de paalpositie) kunnen in het voorjaar respectievelijk 1.974 – 6.065 (alternatief 1) en 1.888 – 3.321 (alternatief 2) bruinvissen worden verstoord. In het najaar is de gemiddelde dichtheid van bruinvissen het laagst. Het kan dan om 553 – 1.700 (alternatief 1) of 333 – 931 (alternatief 2) bruinvissen gaan.

Tabel 3-1 Oppervlakte door heigeluid verstoord gebied bij het verankeren van funderingen voor alternatief 1 (35 monopalen van 10 MW, hei-energie 3.000 kJ) van windpark Borssele op 8 verschillende paalposities (zie Figuur 2-1 voor locaties) en het totale aantal daardoor mogelijk verstoorde bruinvissen in verschillende seizoenen. N.B. Een deel van de verstoringscontouren ligt op Belgisch en Brits grondgebied; het aantal, voor alternatief 1 op het NCP verstoorde bruinvissen ligt tussen 47% en 80% van het totaal.

Alternatief 1 (3.000 kJ)		voorjaar	zomer	najaar
	Gemiddelde bruinvisdichtheid (n/km^2)[6]	1,42	0,48	0,398
Paalpositie	Gem. oppervlakte verstoord gebied (km^2)	Aantal verstoorde bruinvissen		
1	3.136	4.452	1.505	1.248
2	1.547	2.196	742	616
3	3.161	4.489	1.517	1.258
4	4.271	6.065	2.050	1.700
5	3.661	5.199	1.757	1.457
6	2.540	3.607	1.219	1.011
7	1.787	2.537	858	711
8	1.390	1.974	667	553

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (117 monopalen van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ). Het aantal, voor alternatief 2 op het NCP verstoorde bruinvissen ligt tussen 53% en 86% van het totaal.

Alternatief 2 (1.000 kJ)		voorjaar	zomer	najaar
	Gemiddelde bruinvisdichtheid (n/km^2)	1,42	0,48	0,398
Paalpositie	Gem. oppervlakte verstoord gebied (km^2)	Aantal verstoorde bruinvissen		
1	1.725	2.450	828	687
2	895	1.270	429	356
3	1.764	2.504	846	702
4	2.339	3.321	1.122	931
5	2.029	2.880	974	807
6	1.469	2.085	705	584
7	1.094	1.553	525	435
8	837	1.188	402	333

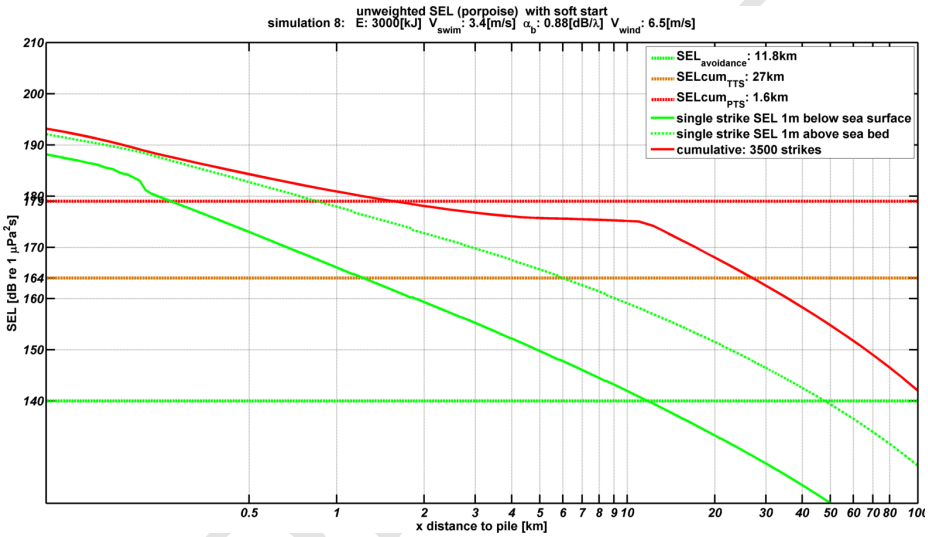
3.1.2 Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS)

Voor het inschatten van de omvang van het gebied waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen, is berekend welke geluiddosis (SEL_{CUM}) bruinvissen totaal ontvangen als zij blootstaan aan meerdere heiklappen door het heien van één paal. De positie waar zij zich bij de start van de heiwerkzaamheden bevinden en aannamen over hun gedrag onder invloed van het heigeluid zijn bepalend voor de totaal ontvangen geluiddosis en daarmee voor het optreden van PTS. Bij de berekeningen is uitgegaan van een realistisch heiscenario met een 'soft start' (zie § 2.2.3 voor uitgangspunten).

[6] Er is aangenomen dat de gemiddelde dichtheid binnen het deel van de verstoringscontouren, dat op het tot België en/of het Verenigd Koninkrijk behorende deel van het Continentaal Plat ligt hetzelfde is als het in Figuur 3-3 weergeven gebied D op het NCP.

CONCEPT

In Figuur 3-4 is voor alternatief 1 (3.000 kJ) het resultaat van de berekeningen bij gemiddelde windcondities voor een uniforme waterdiepte van 35 m (*worst case*) weergegeven. Uit de figuur is af te lezen dat bruinvissen die zich bij de start van het heien in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,6 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 3,0 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ wordt geheid (alternatief 2), zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,2 km onder windstille omstandigheden.



Figuur 3-4 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) en de SEL_{CUM} waaraan een bruinvis wordt blootgesteld gedurende het complete heiscenario voor één windturbinefundatie voor alternatief 1 bij 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 bruinvissen (zie ook Tabel 2-2). De snijpunten van de groene curves (SEL_1) met de groene horizontale lijn geven de verstoringsafstand op 1 m onder de waterspiegel (~12 km) en op 1 m boven de bodem (~48 km). Het snijpunt van de rode lijn met de rode stippellijn geeft de 'PTS-afstand' (~1,6 km).

Op vergelijkbare wijze als voor de effecten op het gedrag is op basis van de gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) berekend hoeveel bruinvissen door de hei-activiteiten PTS kunnen oplopen. De resultaten van deze berekeningen staan in Tabel 3-3.

Tabel 3-3 Maximale effecten van heien voor de aanleg van windpark Borssele op het ontstaan van permanent verminderd gehoor bij bruinvissen (PTS). Weergegeven is het, over de twee windcondities gemiddelde aantal

bruinvissen dat zich in verschillende seizoenen kan bevinden binnen de contour waar de grenswaarden voor PTS worden overschreden. Waterdiepte: 35 m.

		voorjaar	zomer	najaar
	Gem. bruinvisdichtheid (n/km^2)	1,42	0,48	0,398
	Oppervlakte PTS-gebied (km^2)	Aantal bruinvissen met PTS		
Alternatief 1 (3.000 kJ)	18,2	26	9	7
Alternatief 2 (1.000 kJ)	3,0	4	2	1

Bij het heien voor alternatief 1 van het windpark Borssele kunnen, als de dichtheid van bruinvissen het hoogst is, maximaal 26 bruinvissen een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen. In de zomer en de herfst is het maximaal aantal beïnvloede bruinvissen met 9 (zomer) en 7 (herfst) aanzienlijk kleiner. Voor de aanleg van alternatief 2 kan – vanwege het feit dat het om turbines met een kleinere paaldiameter gaat – met minder energie worden geheid. Bij het heien van een paal voor dit alternatief zouden maximaal slechts 1 tot 4 (voorjaar) bruinvissen PTS kunnen oplopen.

3.1.3 Gevolgen voor de bruinvispopulatie

Tabel 3-4 en Tabel 3-5 bevatten voor respectievelijk alternatief 1 en alternatief 2 de resultaten van de berekeningen van de gevolgen van veranderingen in het gedrag door heigeluid voor de omvang van de bruinvispopulatie (mediaan-waarden). Het betreft schattingen van de totale bandbreedte van mogelijke effecten, i.e. de 50% kans dat de populatie met het in tabel weergegeven aantal dieren afneemt. Deze bandbreedte wordt bepaald door de volgende factoren:

- Het seizoen waarin wordt geheid: in het najaar is de populatiereductie het kleinst, omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is en er zich relatief weinig bruinvissen op het NCP bevinden;
- Binnen één seizoen wordt de bandbreedte bepaald door de locatie van de te heien fundering; in dieper water draagt het heigeluid verder wat tot een groter verstoord oppervlak leidt; daarnaast speelt de aanwezigheid van zandbanken een rol;
- De hei-energie: bij een hogere hei-energie neemt het verstoord oppervlak toe;
- Tenslotte is het totaal aantal dierverstoringsdagen en daarmee het effect op de populatie afhankelijk van het aantal dagen dat wordt geheid en dus van het aantal geheide funderingen; daarbij is ervan uitgegaan dat elke dag dat wordt geheid als één verstoringsdag geldt, ondanks dat de totale heiduur per fundering waarschijnlijk slechts enkele uren zal bedragen[7].

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) van offshore windpark Borssele voor de bruinvispopulatie op het NCP en op Noordzee in verschillende

[7] De beschikbare resultaten van veldonderzoek geven geen eenduidig beeld van de verstoringsduur. Binnen de Werkgroep Onderwatergeluid was er overeenstemming over dat rekenen met één verstoringsdag per dag dat wordt geheid een bruikbaar compromis is. Zie verder samenvatting onderzoeksresultaten in § 2.4 van Heinis & de Jong (in prep.).

CONCEPT

seizoenen. Weergegeven is de mediaanschatting (zie § 2.2.4) van de minimale effecten (heien op paalpositie 8) en de maximale effecten (heien op paalpositie 4). Zie Figuur 2-1 voor paalposities. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS).

Alternatief 1 (3.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	min	max	min	max	min	max
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	1.390	4.271	1.390	4.271	1.390	4.271
Bruinvissen binnen contour (n)	1.974	6.065	667	2.050	553	1.700
Dierverstoringsdagen	69.083	212.269	23.352	71.753	19.363	59.495
Populatiereductie totaal (aantal dieren)	200	616	68	208	56	173
Populatiereductie NCP (aantal dieren)	112	368	38	124	31	103
Populatiereductie NCP (%)	0,17	0,55	0,15	0,48	0,10	0,34
Populatiereductie Noordzee (%)	0,09	0,27	0,03	0,09	0,02	0,08

Tabel 3-5 Als Tabel 3-4 voor alternatief 2 (117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ)

Alternatief 2 (1.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	min	max	min	max	min	max
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	837	2.339	837	2.339	837	2.339
Bruinvissen binnen contour (n)	1.188	3.321	402	1.122	333	931
Dierverstoringsdagen (n)	138.976	388.518	46.978	131.330	38.952	108.895
Populatiereductie totaal (aantal dieren)	403	1.127	136	381	113	316
Populatiereductie NCP (aantal dieren)	221	778	75	263	62	218
Populatiereductie NCP (%)	0,33	1,16	0,29	1,01	0,21	0,73
Populatiereductie Noordzee (%)	0,18	0,50	0,06	0,17	0,05	0,14

3.2 EFFECTEN OP ZEEHONDEN

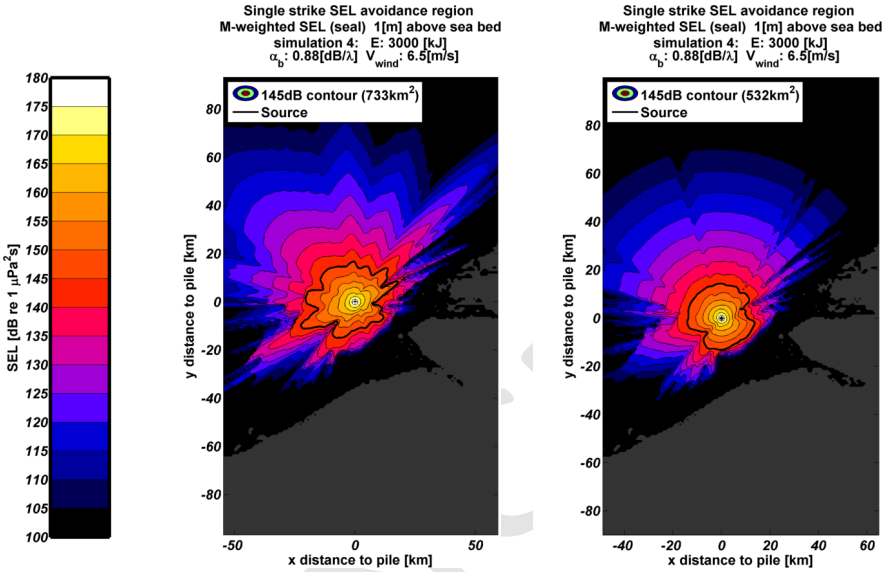
3.2.1 Effecten op het gedrag van zeehonden (verstoring/mijding)

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 windpark Borssele op twee van de acht onderzochte paalposities zijn weergegeven in Figuur 3-1 (alternatief 1) en in Figuur 3-2 (alternatief 2). In de figuren zijn de verdelingen weergegeven voor paalposities 7 (links) en 8 (rechts). Dit zijn de posities waarvan de overlap met gebieden met een relatief hoge dichtheid van gewone zeehonden het grootst is (zie Figuur 3-7). 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 aanleg van windpark Borssele volgens alternatief 1 onder gemiddelde windpmstandigheden de grenswaarde voor verstoring/mijding in het meest

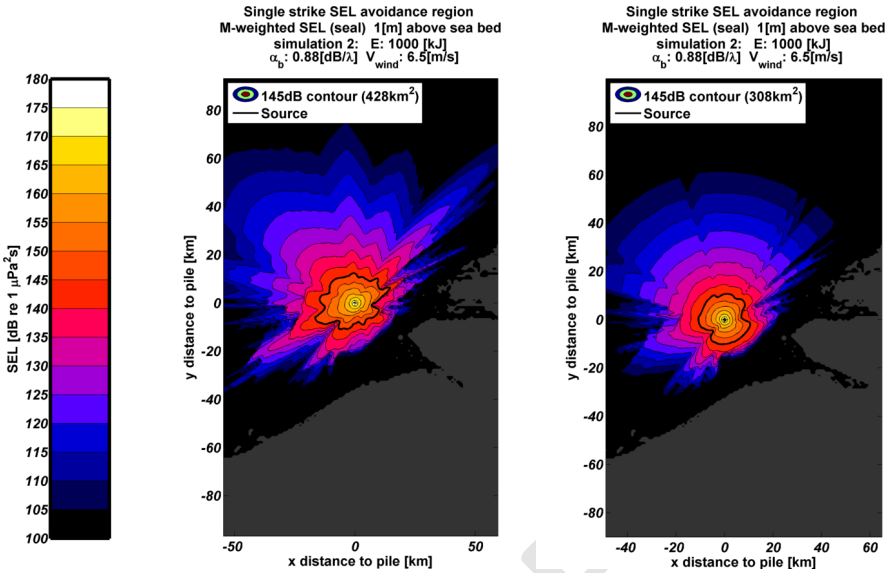
CONCEPT

'zeehonddichte' gebied over een oppervlakte van 532 km^2 (paalpositie 8) tot 733 km^2 (paalpositie 7) wordt overschreden. Als windpark Borssele volgens alternatief 2 wordt aangelegd zal de hei-energie kleiner zijn waardoor de geluidsproductie bij het heien van een fundering kleiner zal zijn. Voor zeehonden betekent het dat de grenswaarde voor verstoring/mijding in een gebied van 308 km^2 (paalpositie 8) tot 428 km^2 (paalpositie 7) zal worden overschreden.



Figuur 3-5 Berekende verdeling van SEL_1 op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien voor alternatief 1 (3.000 kJ) op paalpositie 7 (links) en paalpositie 8 (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.

CONCEPT

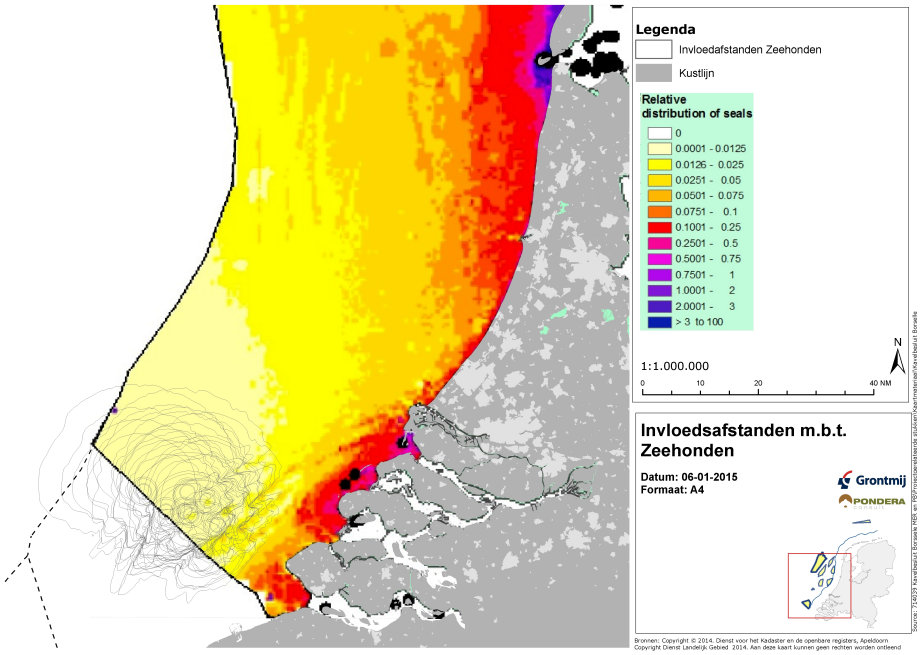


Figuur 3-6 Berekende verdeling van SEL_1 op een diepte van 1 m boven de zeebodem bij heien voor alternatief 2 (1.000 kJ) op paalpositie 7 (links) en paalpositie 8 (rechts). Zie verder bijschrift bij Figuur 3-5.

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde zeehonden op het NCP is de in Figuur 3-7 weergegeven kaart met de gemodelleerde relatieve dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden van Brasseur e.a. (2012) gebruikt. De kleuren in de kaart geven de (relatieve) dichtheid per km^2 weer (zie Intermezzo Schatting van aantal verstoorde zeehonden voor procedure).

Intermezzo Schatting van het aantal verstoorde zeehonden

Na projectie van de berekende verstoringscontouren op de hieronder weergegeven kaart, wordt per (kleur gecodeerde) dichtheidscategorie de oppervlakte (km^2) van die dichtheidscategorie binnen de verstoringscontour bepaald. De dichtheidscategorieën zijn gedefinieerd met een ondergrenswaarde en een bovengrenswaarde. Omdat de verschillende dichtheidscategorieën door Brasseur et al. (2012) min of meer logaritmisch zijn onderverdeeld is voor de berekening een 'logaritmisch getransformeerde gemiddelde waarde' gebruikt (en dus niet een rekenkundig gemiddelde van de bovengrens en de ondergrens). De som van die oppervlakten vermenigvuldigd met de bijbehorende gemiddelde dichtheid per kleurcategorie is de (relatieve) maat voor het aantal zeehonden binnen de verstoringscontour. Voor het deel van de verstoringsscontour dat in het Belgische deel van het Continentaal Plat ligt en dat niet door de kaart van Basseur et al. (2011) wordt gedekt, is eenzelfde gemiddelde dichtheid verondersteld als voor het op het NCP gelegen deel. Dit getal is vervolgens genormeerd op het met dezelfde relatieve maat bepaalde totaal aantal zeehonden binnen het gehele NCP. Het quotiënt van deze twee getallen geeft de schatting van het percentage van alle zeehonden binnen het NCP die zich op enig moment binnen de verstoringscontour kan bevinden. Vermenigvuldiging met het totaal aantal Nederlandse zeehonden (8.000) geeft een schatting van het aantal verstoorde zeehonden.



Figuur 3-7 Verstoringscontouren (grijze lijnen) voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde relatieve dichtheden van de gewone zeehond door Brasseur et al. (2012) bij heien van funderingen voor offshore windpark Borssele

De resultaten van de berekening zijn opgenomen in Tabel 3-6. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 4 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om maximaal 0,08% (alternatief 1) of om 0,05% (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 2 bijna tweemaal zo groot als dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven. De effecten op grijze zeehonden zijn naar verwachting lager, omdat de populatie veel kleiner is (en de totale aantallen op het NCP veel kleiner).

Tabel 3-6 Effecten van heien voor de aanleg van windpark Borssele op het gedrag van gewone zeehonden. 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 8.000 dieren.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
	hei-energie 3.000 kJ		hei-energie 1.000 kJ	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Zeehonden binnen contour (n)	6	5	4	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,08	0,06	0,05	0,04

CONCEPT

Dierverstoringsdagen (n)	213	174	422	341

3.2.2 Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS)

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 Borssele verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km^2). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt.

3.2.3 Gevolgen voor de populaties van gewone en grijze zeehonden

Uit de berekeningen blijkt dat het aantal, mogelijk door heigeluid verstoorde zeehonden zeer gering is (<< 1% van de Nederlandse populatie) en dat de kans dat zeehonden PTS oplopen te verwaarlozen is.

De conclusie is dat effecten van heigeluid bij de aanleg van windpark Borssele op gewone zeehonden op populatieniveau om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Als gevolg van het feit dat de funderingen aan de meest oostelijke rand van het te bouwen park (paalposities 7 en 8) nog relatief ver van de kust liggen, waar de zeehondendichtheid laag is, is het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden gering;
- 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 bedraagt ca. 10 km wat betekent 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 (groeiende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 3.400 in 2012, Strucker et al. 2013). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen niet meer dan 3 (alternatief 1) of 2 (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).

3.3 VERGELIJKING ALTERNATIEVE OPSTELLINGEN

In relatie tot effecten van heigeluid op het **gedrag** van zeezoogdieren zijn de volgende verschillen tussen de twee onderzochte alternatieven bepalend:

CONCEPT

- Toegepaste maximale hei-energie waardoor een verschil in de oppervlakte van het verstoorde gebied ontstaat en daarmee van het aantal mogelijk beïnvloede dieren;
- Aantal te heien funderingen leidend tot een verschil in totale aanlegduur en daarmee tot een verschil in de duur van de totale verstoring.

De twee alternatieven zijn kwantitatief met elkaar te vergelijken aan de hand van de 'dierverstoringsdagen'. Het aantal dierverstoringsdagen is namelijk een goede maat voor het mogelijke effect op de populatie. In Tabel 3-7 is voor de twee alternatieven het aantal verstoorde/verdreven dieren als gevolg van het heien van 1 fundering vermenigvuldigd met het aantal dagen dat wordt geheid weergegeven. Voor de bruinvis is ook de, door de seizoensvariatie bepaalde bandbreedte in het aantal dierverstoringsdagen weergegeven. In de tabel is te zien alternatief 1 op het totaal aantal dierverstoringsdagen beter 'scoort' dan alternatief 2.

Tabel 3-7 Effecten op het gedrag (dierverstoringsdagen) en het gehoor (aantal dieren met PTS per geheide fundering) van bruinvissen en zeehonden als gevolg van het heien voor de alternatieven van windpark Borssele. Voor bruinvissen is een, door de seizoensvariatie bepaalde bandbreedte weergegeven.

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	**35**	**117**
Hei-energie	**3.000 kJ**	**1.000 kJ**
Effecten op gedrag		
Aantal bruinvisverstoringsdagen	59.495 – 212.269	108.895 – 388.518
Aantal zeehondverstoringsdagen	213	422
Effecten op het gehoor (zonder mitigatie)		
Maximaal aantal bruinvissen met PTS per geheide fundering	7 – 26	1 – 4
Maximaal aantal zeehonden met PTS per geheide fundering	<< 0,01	<< 0,01

In Tabel 3-7 is ook het maximaal aantal dieren opgenomen dat – in het geval dat geen gebruik wordt gemaakt van Acoustic Deterrent Devices – door het heien permanente **effecten op het gehoor** kan ondervinden. Hierbij wordt aangetekend dat het om een *worst case* berekening gaat, aangezien is uitgegaan van de maximale, in het plangebied voor Borssele voorkomende waterdiepte van 35 m. Bij geringere waterdiepten is de oppervlakte binnen de PTS contour kleiner en daarmee ook het aantal beïnvloede dieren. Voor het optreden van permanente effecten op het gehoor (PTS) van bruinvissen leidt heien voor alternatief 1 tot aanmerkelijk grotere effecten dan voor alternatief 2, ook als daarbij in aanmerking wordt genomen dat het aantal dagen dat wordt geheid in alternatief 1 veel kleiner is. In alternatief 1 zou het om maximaal 910 'PTS-dagen' gaan, wat 1,9 maal zoveel is als de maximaal 468 'PTS-dagen' van alternatief 2. Zoals eerder aangegeven is de kans dat zeehonden PTS oplopen verwaarloosbaar klein.

CONCEPT

4 Effecten van aanleg kavel II van windpark Borssele

4.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk worden de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van het windpark Borssele nader gespecificeerd voor twee alternatieve opstellingen in kavel II, een van de kavels die als eerste zal worden uitgegeven. In dit kavel zijn voor twee, in waterdiepte verschillende locaties berekeningen uitgevoerd, te weten paalpositie 7 met een waterdiepte ca. 33 m en paalpositie 8 met een waterdiepte van ca. 16 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 § 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.

4.1.1 Bruinvis

Effecten op gedrag van bruinvissen

Voor het nader bepalen en beoordelen van de effecten van de aanleg van windparken in de als eerste uit te geven kavels I en II op de **bruinvispopulatie** zijn drie extra berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd. Dit was nodig omdat uit een nadere analyses bleek dat de in § 2.2.4 beschreven relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de mediaanschatting van de populatiereductie niet toepasbaar is als het effect op de populatie met een grotere zekerheid dan 50% moet worden geschat. Voor de beoordeling van de effecten op bruinvispopulaties zal conform de ASCOBANS doelstelling namelijk met een hoge waarschijnlijkheid (95%) moeten worden verzekerd dat de populatie niet onder een bepaald niveau daalt (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).

In tegenstelling tot de mediaanschatting vertoont de relatie tussen dierverstoringsdagen en de 5-percentielwaarden geen rechtlijnig verband over de hele bandbreedte van de in Heinis en de Jong (in prep.) onderzochte scenario's. Binnen de bandbreedte van de effecten van de Borssele windparken is dat echter wel het geval (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).
De reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van de constructie van de Borssele windparken volgt uit de formule (5-percentiel waarden = 5% kans op een grotere reductie)

"Populatiereductie (individuen) = $1{,}27 \cdot 10^{-2}$ × bruinvisverstoringsdagen".

CONCEPT

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvissen bij de constructie van kavel II van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 4-1 en Tabel 4-2.

Tabel 4-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) voor kavel II van offshore windpark Borssele voor de bruinvispopulatie op het NCP en op Noordzee in verschillende seizoenen. Weergegeven zijn de effecten van heien op paalpositie met de in het kavel aanwezige grootste waterdiepte (positie 7, diepte ca. 33 m) en een paalpositie met een relatief kleine waterdiepte (positie 8, diepte ca. 16 m). Zie Figuur 2-1 voor paalposities. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS).

Alternatief 1 (3.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	1.787	1.390	1.787	1.390	1.787	1.390
Bruinvissen binnen contour (n)	2.537	1.974	858	667	711	553
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen totaal	88.789	69.083	30.013	23.352	24.886	19.363
Populatiereductie totaal (mediaan)	257	200	87	68	72	56
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	1.128	877	381	297	316	246
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	63.790	38.468	21.563	13.003	17.879	10.782
Populatiereductie totaal (mediaan)	185	112	63	38	52	31
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	810	489	274	165	227	137

Tabel 4-2 Als Tabel 4-1 voor alternatief 2 (117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ)

Alternatief 2 (1.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	1.094	837	1.094	837	1.094	837
Bruinvissen binnen contour (n)	1.553	1.188	525	402	435	333
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen totaal	181.757	138.976	61.439	46.978	50.943	38.952
Populatiereductie totaal (mediaan)	527	403	178	136	148	113
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	2.308	1.765	780	597	647	495
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	136.567	76.341	46.164	25.806	38.277	21.397
Populatiereductie totaal (mediaan)	396	221	134	75	111	62
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	1.734	970	586	328	486	272

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 7 wordt geheid; de reductie bedraagt dan respectievelijk 396 (mediaanschatting) en 1.734 dieren (5-percentiel). Voor alternatief 1 is dit respectievelijk 185 (mediaan) en 810 dieren (5-percentiel). Uitgaande van de 5-percentiel waarden komt dat overeen met een afname van de populatie op het NCP met

CONCEPT

1,6% (alternatief 1) en 3,4% (alternatief 2). voor de totale Noordzeepopulatie is dit respectievelijk 0,5% (alternatief 1) en 0,8% (alternatief 2).

- Effecten op de bruinvispopulatie zijn voor alternatief 2 ongeveer tweemaal zo groot als voor alternatief 1; hieruit is af te leiden dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal funderingen, en daarmee van het aantal bruinverstoringsdagen, sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie (effect op oppervlakte verstoord gebied);
- In dit gedeelte van de Noordzee kan de heilocatie een belangrijke bepalende factor vormen voor de omvang van het uiteindelijke effect: op paalpositie 7 is het effect ongeveer 1,7 maal zo groot als op paalpositie 8.
- Tenslotte is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (op het NCP maximaal 227 dieren voor alternatief 1 en 486 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar zijn de maximale effecten ongeveer 3,5 maal zo groot.

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 § 3.1.2 en Tabel 3-3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 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 (alternatief 1) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,6 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 3,0 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ wordt geheid (alternatief 2), zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,2 km onder windstille omstandigheden. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

4.1.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel II van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 4-3. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 4 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om maximaal 0,08% (alternatief 1) of om 0,05% (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 2 bijna tweemaal zo groot als dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven. In de tabel is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal,

CONCEPT

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. 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 4-3 Effecten van heien voor de aanleg van windpark Borssele op het gedrag van gewone zeehonden. 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 8.000 dieren.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
	hei-energie 3.000 kJ		hei-energie 1.000 kJ	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Zeehonden binnen contour (n)	6	5	4	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,08	0,06	0,05	0,04
Dierverstoringsdagen (n)	213	174	422	341
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 – 193		3 – 381	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 2,4		0,04 – 4,8	

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 § 3.2.2). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 m wordt geheid en dat deze diepte contant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Borssele verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km^2). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt.

4.2 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Borssele 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:

CONCEPT

- 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.

Dit hoofdstuk 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.

4.2.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 4-4). 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 4-4 Instandhoudingsdoelstelingen 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 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 (Brasseur 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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.

CONCEPT

4.2.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 4-5 samengevat.

Tabel 4-5 Instandhoudingsdoelstelingen 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. 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 (Waddenzee en) 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 verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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 Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen ligt het door heigeluid verstoorde gebied op grote afstand van de het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone waardoor er geen overlap met het verstoorde gebied is. 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).

In het door de Nederlandse overheid ontwikkelde 'Kader Ecologie en Cumulatie' is bepaald dat bij een jaarlijkse afname van de bruinvispopulatie met meer dan 1.275 dieren op het NCP significante effecten niet kunnen worden uitgesloten (verwijzing). Uit Tabel 4-6 is af te leiden dat deze waarde in geen van de seizoenen wordt overschreden als uitgegaan wordt van de opstelling volgens alternatief 1 (35 turbines van 10 MW, hei-energie 3.000 kJ). Als het park wordt aangelegd volgens alternatief 2 (117 turbines van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ) wordt de waarde in het voorjaar met 459 dieren overschreden als alle funderingen op de meest ongunstige locatie zouden worden geheid (paalpositie 7). Ook als de voor de twee onderzochte posities berekende waarden worden gemiddeld, wordt de maximaal toelaatbare afname van

CONCEPT

1.275 dieren nog met 77 dieren overschreden (= (1.734 + 970)/2 – 1.275). Bij de constructie van het windpark volgens alternatief 2 in het voorjaar zijn significante effecten op de populatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone dus niet uit te sluiten.

Tabel 4-6 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windpark Borssele in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname). Overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 1.275 dieren is in rood weergegeven (significante effecten op Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten).

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1	810	489	274	165	227	137
alternatief 2	**1.734**	970	586	328	486	272

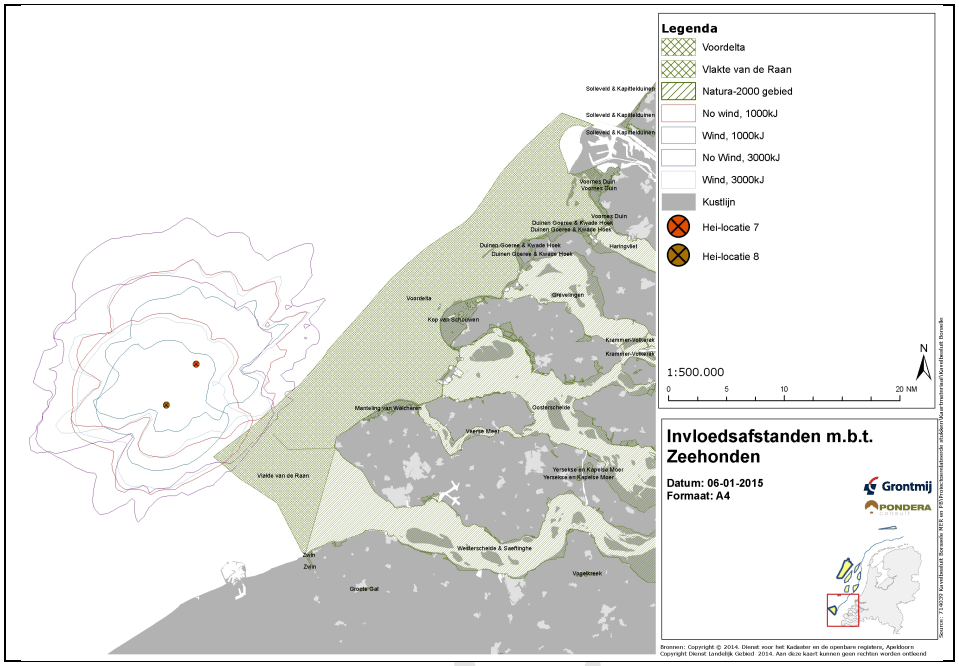
4.2.3 Voordelta

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.

Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringscontour voor **zeehonden** bij de aanleg van het in kavel II gelegen deel van het windpark Borssele over maximaal 15 km^2 in alternatief 1 en over maximaal 2 km^2 in alternatief 2 overlapt met het Natura 2000-gebied Voordelta. Dit is respectievelijk 1,8% en 0,2% van de totale oppervlakte van het gebied (Figuur 4-1). Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als foerageergebied voor zeehonden af (directe externe werking). De totale omvang van het foerageergebied buiten de Voordelta neemt ook af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 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 laag is (zie Tabel 4-3 en Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minmaal ca. 10 km bedraagt, wat betekent dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

CONCEPT



Figuur 4-1 Overlap van verstoringscontouren van zeehonden met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlakte van de Raan door heien voor de aanleg van kavel II van windpark Borssele.

4.2.4 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 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 (zie Figuur 3-7). 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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.

CONCEPT

4.2.5 Vlakte van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie Tabel 4-5). 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.

Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringscontour voor **zeehonden** bij de aanleg van het in kavel II gelegen deel van het windpark Borssele over maximaal 15 km^2 in alternatief 1 en over maximaal 5 km^2 in alternatief 2 overlapt met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. Het betreft respectievelijk 9% en 3% van de totale oppervlakte van het gebied (Figuur 4-1). Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als foerageergebied voor zeehonden af (directe externe werking). De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt ook af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

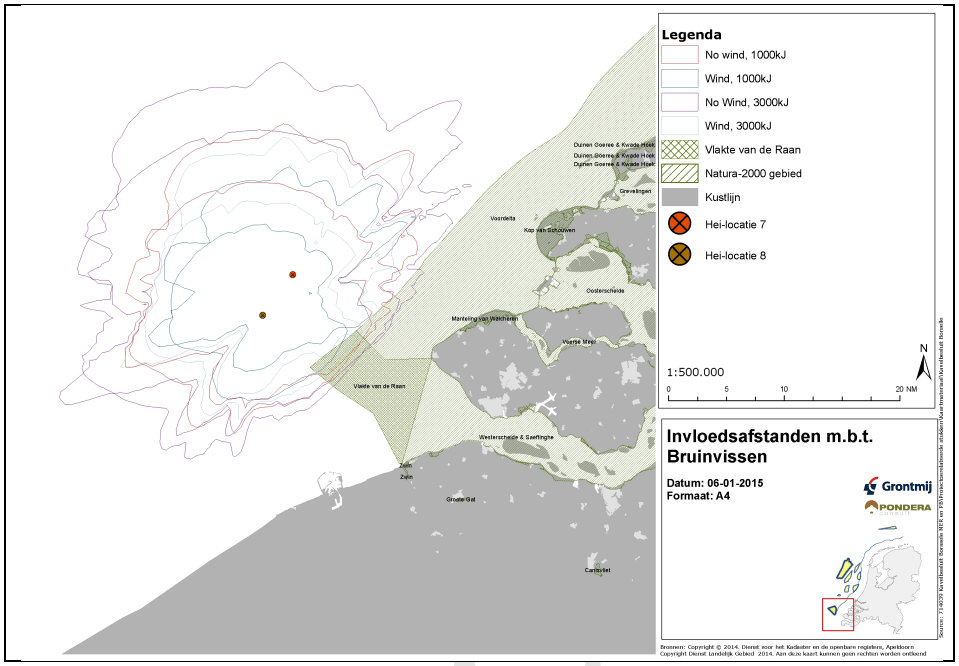
- Het een tijdelijk effect betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied laag is (zie Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minmaal ca. 10 km bedraagt, wat betekent dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Voor bruinvissen is de maximale verstoringscontour groter dan die van de zeehond en overlapt voor alternatief 1 over maximaal 17 km^2 met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan en voor alternatief 2 over maximaal 11 km^2 (Figuur 4-2). Het betreft respectievelijk 10% en 6% van de totale oppervlakte van het gebied. Hierdoor neemt de kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis tijdens de constructie van het windpark af (directe externe werking). Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2).

De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt ook af (indirecte externe werking). Dit effect wordt op dezelfde wijze beoordeeld als de effecten van de afname van het foerageergebied op de Noordzeekustzone, zie § 4.2.2

CONCEPT



Figuur 4-2 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan door heien voor de aanleg van kavel II van windpark Borssele.

4.2.6 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 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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.

4.3 TOETSING FLORA- EN FAUNAWET

Tijdens de constructie van kavel II van het windpark Borssele 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 10 van de Flora- en faunawet en daarmee dus ook in de Wet Wind 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. Ontheffing 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 (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 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 laag is (zie Tabel 4-3 en Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minmaal ca. 10 km bedraagt, wat betekent 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 in het Kader Ecologie en Cumulatie voorgestelde maximaal toelaatbare jaarlijkse populatieafname van 1.275 dieren als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde jaarlijkse 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 II van windpark Borssele is opgenomen in Tabel 4-7 (zie Tabel 4-6 voor berekende waarden). Hieruit blijkt dat de GSI van de bruinvispopulatie niet in het geding is als het windpark wordt aangelegd volgens alternatief 1 (35 turbines van 10 MW, hei-energie 3.000 kJ), maar dat effecten op de GSI niet zijn uit te sluiten als wordt uitgegaan van aanleg van alternatief 2 (117 turbines van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ) in het voorjaar. Als gevolg van de lagere bruinvisdichtheid in de zomer en het najaar is de GSI niet in het geding als alternatief 2 in die seizoenen zou worden aangelegd.

De conclusie is dat constructie van alternatief 2 in het voorjaar alleen mogelijk is als:

- De turbines op de meest gunstige (ondiepe) paalposities worden geplaatst, waardoor het oppervlak binnen de verstoringscontour relatief klein is; en/of
- Mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; ook hierdoor neem het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af (zie verder hoofdstuk 7).

CONCEPT

Tabel 4-7 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windpark Borssele 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)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1						
alternatief 2						

CONCEPT

5 Effecten van aanleg kavel I van windpark Borssele

5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk worden de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van het windpark Borssele nader gespecificeerd voor twee alternatieve opstellingen in kavel I, een van de kavels die als eerste zal worden uitgegeven. In dit kavel zijn voor twee, in waterdiepte verschillende locaties berekeningen uitgevoerd, te weten paalpositie 5 met een waterdiepte ca. 28 m en paalpositie 6 met een waterdiepte van ca. 23 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 § 5.2 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 § 5.3.

5.2 EFFECTEN OP POPULATIES ZEEZOOGDIEREN

5.2.1 Bruinvis

Effecten op gedrag van bruinvissen

Voor het nader bepalen en beoordelen van de effecten van de aanleg van windparken in de als eerste uit te geven kavels I en II op de **bruinvispopulatie** zijn drie extra berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd. Dit was nodig omdat uit een nadere analyses bleek dat de in § 2.2.4 beschreven relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de mediaanschatting van de populatiereductie niet toepasbaar is als het effect op de populatie met een grotere zekerheid dan 50% moet worden geschat. Voor de beoordeling van de effecten op bruinvispopulaties zal conform de ASCOBANS doelstelling namelijk met een hoge waarschijnlijkheid (95%) moeten worden verzekerd dat de populatie niet onder een bepaald niveau daalt (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).

In tegenstelling tot de mediaanschatting vertoont de relatie tussen dierverstoringsdagen en de 5-percentielwaarden geen rechtlijnig verband over de hele bandbreedte van de in Heinis en de Jong (in prep.) onderzochte scenario's. Binnen de bandbreedte van de effecten van de Borssele windparken is dat echter wel het geval (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).
De reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van de constructie van de Borssele windparken volgt uit de formule (5-percentiel waarden = 5% kans op een grotere reductie)

"Populatiereductie (individuen) = $1{,}27 \cdot 10^{-2}$ × bruinvisverstoringsdagen".

CONCEPT

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvissen bij de constructie van kavel II van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 5-1 en Tabel 5-2.

Tabel 5-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) voor kavel II van offshore windpark Borssele voor de bruinvispopulatie op het NCP en op Noordzee in verschillende seizoenen. Weergegeven zijn de effecten van heien op paalpositie met de in het kavel aanwezige grootste waterdiepte (positie 5, diepte ca. 28 m) en een paalpositie met een relatief kleine waterdiepte (positie 6, diepte ca. 23 m). Zie Figuur 2-1 voor paalposities. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS).

Alternatief 1 (3.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	3.661	2.540	3.661	2.540	3.661	2.540
Bruinvissen binnen contour (n)	5.199	3.607	1.757	1.219	1.457	1.011
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen totaal	181.952	126.238	61.505	42.672	50.998	35.382
Populatiereductie totaal (mediaan)	528	366	178	124	148	103
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	2.311	1.603	781	542	648	449
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	126.760	100.990	42.848	34.138	35.528	28.306
Populatiereductie totaal (mediaan)	368	293	124	99	103	82
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	1.610	1.283	544	434	451	359

Tabel 5-2 Als Tabel 5-1 voor alternatief 2 (117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ)

Alternatief 2 (1.000 kJ)	Voorjaar		Zomer		Najaar	
	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6	positie 5	positie 6
Gem. oppervlak verstoord (km^2)	2.029	1.469	2.029	1.469	2.029	1.469
Bruinvissen binnen contour (n)	2.880	2.085	974	705	807	584
Effecten totaal						
Dierverstoringsdagen totaal	337.015	243.977	113.921	82.471	94.459	68.382
Populatiereductie totaal (mediaan)	977	708	330	239	274	198
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	4.280	3.099	1.447	1.047	1.200	868
Effecten NCP						
Dierverstoringsdagen NCP	268.399	210.084	90.726	71.014	75.227	58.883
Populatiereductie totaal (mediaan)	778	609	263	206	218	171
Populatiereductie totaal (5-percentiel)	3.409	2.668	1.152	902	955	748

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 respectievelijk 778 (mediaanschatting) en 3.409 dieren (5-percentiel). Voor alternatief 1 is dit respectievelijk 386 (mediaan) en 1.610 dieren (5-percentiel). Uitgaande van de 5-percentiel waarden komt dat overeen met een afname van de populatie op het NCP met

3,2% (alternatief 1) en 6,7% (alternatief 2). Voor de totale Noordzeepopulatie is dit respectievelijk 1,0% (alternatief 1) en 1,9% (alternatief 2).

- Effecten op de bruinvispopulatie zijn voor alternatief 2 ongeveer tweemaal zo groot als voor alternatief 1; hieruit is af te leiden dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal funderingen, en daarmee van het aantal bruinverstoringsdagen, sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie (effect op oppervlakte verstoord gebied);
- In dit gedeelte van de Noordzee is de heilocatie deels bepalend voor de omvang van het uiteindelijke effect: op paalpositie 5 is het effect ongeveer 1,3 maal zo groot als op paalpositie 6.
- Tenslotte is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (op het NCP maximaal 451 dieren voor alternatief 1 en 955 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar zijn de maximale effecten ongeveer 3,5 maal zo groot.

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 § 3.1.2 en Tabel 3-3). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 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 (alternatief 1) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,6 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 3,0 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ wordt geheid (alternatief 2), zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,2 km onder windstille omstandigheden. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid. Uit een vergelijking met de resultaten van berekeningen voor andere offshore windparken onder vergelijkbare omstandigheden (vergelijkbare bodem, zelfde aantal heiklappen), maar andere waterdiepten blijkt echter dat de hei-energie meer bepalend is voor de PTS-afstanden dan de waterdiepte.

5.2.3 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel I van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 5-3. Maximaal gaat het om 3 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 1 zeehond (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om maximaal 0,04% (alternatief 1) of om 0,01% (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

CONCEPT

funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 2 gemiddeld genomen vergelijkbaar met dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven. In de tabel 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. De effecten op grijze zeehonden zijn naar verwachting kleiner, omdat de populatie veel kleiner is (en de totale aantallen op het NCP veel lager). Desalniettemin is het aandeel van de Nederlandse populatie zeehonden dat zou worden verstoord met maximaal 1,2% ook beperkt.

Tabel 5-3 Effecten van heien voor de aanleg van windpark Borssele op het gedrag van gewone zeehonden. 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 8.000 dieren.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
	hei-energie 3.000 kJ		hei-energie 1.000 kJ	
	positie 5	positie 6	positie 6	positie 6
Zeehonden binnen contour (n)	2	3	< 1	1
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,02	0,04	0,01	0,01
Dierverstoringsdagen (n)	68	121	53	135
Totaal aantal zeehonden verstoord	3 – 94		1 – 94	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,03 – 1,2		0,01 – 1,2	

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 § 3.2.2). Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 m wordt geheid en dat deze diepte contant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Borssele verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km^2). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt.

CONCEPT

5.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Borssele 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.

Dit hoofdstuk 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.

5.3.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 5-4). 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 5-4 Instandhoudingsdoelstelingen 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 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 (Brasseur 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

CONCEPT

de buitenrand van de verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 14 km, wat ruim voldoende 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.

5.3.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 5-5 samengevat.

Tabel 5-5 Instandhoudingsdoelstelingen 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. 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 (Waddenzee en) 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 verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 14 km, wat ruim voldoende 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 Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

In het door de Nederlandse overheid ontwikkelde 'Kader Ecologie en Cumulatie' is bepaald dat bij een jaarlijkse afname van de bruinvispopulatie met meer dan 1.275 dieren op het NCP significante effecten niet kunnen worden uitgesloten (verwijzing). Uit Tabel 5-6 is af te leiden dat deze waarde voor beide alternatieven in het voorjaar wordt overschreden. In alternatief 1 (35 turbines van 10 MW, hei-energie 3.000 kJ) gaat het om een overschrijding met maximaal 335 dieren en in alternatief 2 (117 turbines van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ) om maximaal 2.134 dieren. Bij de constructie van kavel I van windpark Borssele in het voorjaar zijn significante effecten op de populatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone dus niet uit te sluiten.

CONCEPT

Tabel 5-6 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel I van windpark Borssele in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname). Overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 1.275 dieren is in rood weergegeven (significante effecten op Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten).

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1	1.610	1.283	544	434	451	359
alternatief 2	3.409	2.668	1.152	902	955	748

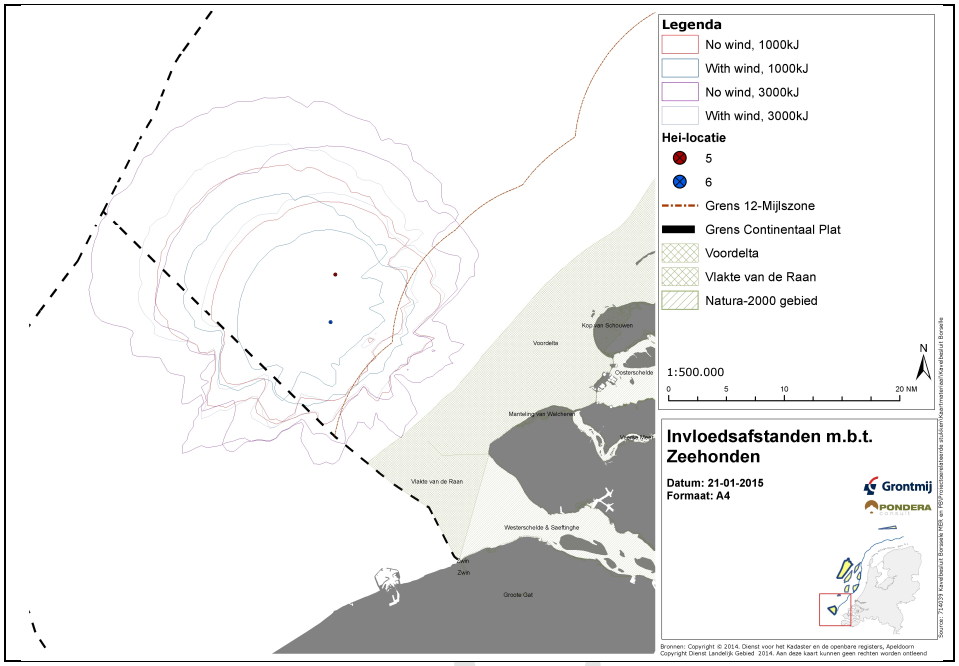
5.3.3 Voordelta

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.

Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringscontouren voor **zeehonden** door heien voor de aanleg van kavel I van het windpark Borssele op de twee onderzochte paalposities niet overlapt met het Natura 2000-gebied Voordelta (Figuur 5-1). Alleen als op de Noordoostelijke punt van het kavel wordt geheid, kan onder windstille omstandigheden een zeer bescheiden overlap van ca. 7 km^2 ontstaan (0,8%). Er is dus hoegenaamd geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Voordelta neemt ook af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 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 laag is (zie Tabel 5-3 en Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minmaal 14 km bedraagt, wat betekent dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

CONCEPT



Figuur 5-1 Overlap van verstoringscontouren van zeehonden met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlakte van de Raan door heien voor de aanleg van kavel I van windpark Borssele.

5.3.4 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 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 (zie Figuur 3-7). 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 zone van minimaal 14 km, wat ruim voldoende 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.

5.3.5 Vlakte van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie

Tabel 5-5). 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.

Uit de berekeningen blijkt dat de verstoringscontouren voor **zeehonden** door heien voor de aanleg van kavel I van het windpark Borssele op de twee onderzochte paalposities niet overlapt met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan (Figuur 5-1). Alleen als op de Zuiddoostelijke punt van het kavel wordt geheid, kan onder windstille omstandigheden een bescheiden overlap van enkele km^2 ontstaan. Er is dus hoegenaamd geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt ook af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

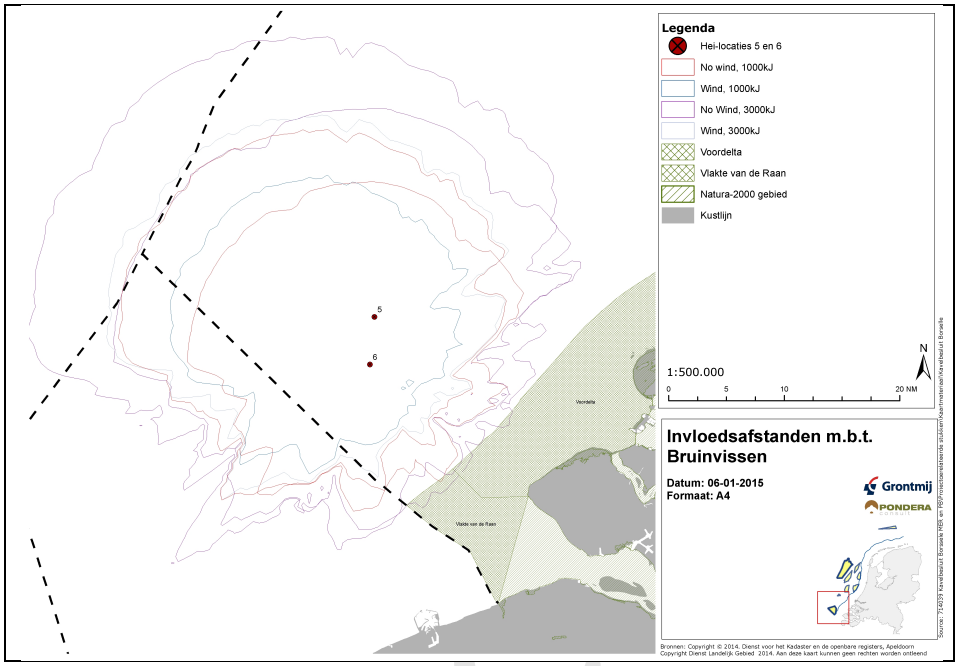
- Het een tijdelijk effect betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied laag is (zie Tabel 5-3 en Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minimaal 14 km bedraagt, wat betekent dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Voor bruinvissen is de maximale verstoringscontour groter dan die van de zeehond en overlapt voor alternatief 1 over maximaal 6,5 km^2 met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan (Figuur 5-2). Het betreft respectievelijk 3,7% van de totale oppervlakte van het gebied. Bij heien voor alternatief 2 is er geen overlap. Tijdens de constructie van alternatief 1 neemt de kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis af (directe externe werking). Dit effect wordt als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het een tijdelijk effect betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal).

De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt ook af (indirecte externe werking). Dit effect wordt op dezelfde wijze beoordeeld als de effecten van de afname van het foerageergebied op de Noordzeekustzone, zie § 5.3.2.

CONCEPT



Figuur 5-2 Overlap van verstoringscontouren van bruinvissen met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan door heien voor de aanleg van kavel I van windpark Borssele.

5.3.6 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 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 zone van minimaal 14 km, wat ruim voldoende 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.

5.4 TOETSING FLORA- EN FAUNAWET

Tijdens de constructie van kavel I van het windpark Borssele 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 10 van de Flora- en faunawet en daarmee dus ook in de Wet Wind 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. Ontheffing 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 (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 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 laag is (zie Tabel 5-3 en Tabel 3-6);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 3-7), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minmaal ca. 10 km bedraagt, wat betekent 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 in het Kader Ecologie en Cumulatie voorgestelde maximaal toelaatbare jaarlijkse populatieafname van 1.275 dieren als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde jaarlijkse 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 II van windpark Borssele is opgenomen in Tabel 5-7 (zie Tabel 5-6 voor berekende waarden). Hieruit blijkt dat de GSI van de bruinvispopulatie niet in het geding is als het windpark wordt aangelegd volgens een van de alternatieven, als gevolg van relatief lage bruinvisdichtheden in de zomer of in het najaar wordt aangelegd. Effecten op de GSI zijn echter niet uit te sluiten als wordt uitgegaan van aanleg in het voorjaar.

De conclusie is dat constructie van een windpark in kavel I in het voorjaar 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 hoofdstuk 7).

Tabel 5-7 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windpark Borssele in verschillende seizoenen. Groen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten.

CONCEPT

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1						
alternatief 2						

CONCEPT

6 Cumulatieve effecten

6.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken 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.

6.2 CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR (KAVEL I EN II, MERMAID)

6.2.1 Scenario's

Voor het verkrijgen van een indruk van de cumulatieve effecten van de constructie van de in kavel I en II gelegen delen van het windpark Borssele op de zeezoogdieren van het NCP met andere initiatieven zijn de volgende scenario's beschouwd:

- Borssele: 2 parken in voorjaar, geen overlap in verstoringscontouren (dat betekent 1 paal per 24 uur, dus om en om)
- Borssele: 1 park in voorjaar, 1 in najaar (verschillende volgorde)
- Borssele: 2 parken in najaar

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 in het voorjaar zullen plaatsvinden (*worst case*). Conform het door de Werkgroep Onderwatergeluid ontwikkelde internationale scenario is gekozen voor het windpark Mermaid, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aanname 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 verstoringoppervlakten (waarddoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). Feitelijk is dit een onrealistische situatie; gelijktijdige aanleg van kavel I en II volgens alternatief 2 in 1 seizoen past bijvoorbeeld niet (= totaal 7,8 maand als je ervan uitgaat dat er nooit op dezelfde dag wordt geheid) en al helemaal niet als dan ook voor Mermaid wordt geheid. Als voor de twee Borssele windparken alle funderingen op dezelfde dag zouden worden geheid ontstaat volledige overlap van het verstoorde oppervlak, aangezien elk contour een dag 'blijft staan' (zie uitgangspunten in § 2.2). In dat geval neemt het totale aantal dierverstoringsdagen met 26% af voor alternatief 1 en met 24% voor alternatief 2.

CONCEPT

6.2.2 Effecten op bruinvis

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op bruinvissen door het in één jaar aanleggen van 2 kavels van het windpark Borssele in twee alternatieve opstellingen en het windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in Tabel 6-1 en Tabel 6-2. 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 1.275 dieren wordt overschreden. Alleen als zowel de twee Borssele kavels in de alternatieve opstelling 1 als Mermaid in het najaar worden aangelegd is dat niet het geval. Voor deze situatie is berekend dat de populatiereductie 821 bedraagt (resultaten niet in tabellen weergegeven).

Tabel 6-1 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 1) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		70	165.004	2.129	4,1
	I	II	70	128.206	1.654	3,2
	II	I	70	83.046	1.071	2,1
		I, II	70	46.248	597	1,2
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**111.827**	**1.420**	**2,2**
			maximaal	**230.584**	**2.928**	**4,4**

Tabel 6-2 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 2) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		234	345.696	4.459	6,8
	I	II	234	269.079	3.471	5,3
	II	I	234	173.509	2.238	3,4
		I, II	234	96.892	1.250	1,9
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**162.472**	**2.063**	**3,1**
			maximaal	**411.275**	**5.223**	**7,9**

6.2.3 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 zijn uitgevoerd. Daarbij zijn de gegevens van de twee onderzochte paalposities gemiddeld en is ook voor de twee onderzochte alternatieven 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 6-3. Naar analogie van de berekeningen voor de afzonderlijke kavels (zie Tabel 4-3 en Tabel 5-3) is ook een

CONCEPT

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 6-3 Cumulatieve effecten van heigeluid op zeehonden op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

		Impulsdagen	Verstoorde dieren per geheide fundering	Dierverstorings dagen	% NCP
Borssele I/II	alternatief 1	70	2 -6	287	0,08 – 3,9
	alternatief 2	234	1 – 4	475	0,04 – 5,9
Mermaid		38	< 1	20	< 0,01 – 0,03
				cumulatief minimaal	< 0,05 – 0,09
				cumulatief maximaal	4,2 – 6,2

Uit het overzicht in Tabel 6-3 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 verstoorde gebied.

6.3 CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR OP NATURA 2000-GEBIEDEN

6.3.1 Bruinvis

In het door de Nederlandse overheid ontwikkelde 'Kader Ecologie en Cumulatie' is bepaald dat bij een jaarlijkse afname van de bruinvispopulatie met meer dan 1.275 dieren op het NCP significante effecten op Natura 2000- gebieden voor deze soort niet kunnen worden uitgesloten (verwijzing). Uit Tabel 6-1, Tabel 6-2 en de begeleidende tekst is af te leiden dat deze waarde in bijna alle gevallen wordt overschreden als in één jaar voor de kavels I en II van het Borssele windpark wordt geheid en er in dat jaar ook wordt geheid voor een windpark op het, direct aan het NCP grenzende deel van het Belgisch deel van het Continentaal Plat.

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 Vlakte van de Raan daarom niet uit te sluiten. In hoofdstuk 7 wordt beschreven dat met het nemen van mitigerende maatregelen significante effecten kunnen worden voorkomen.

CONCEPT

6.3.2 Zeehonden

Effecten van heigeluid tijdens het in één jaar aanleggen van twee kavels van het windpark Borssele en het Belgische Mermaid op gewone en grijze zeehonden kunnen gevolgen hebben voor de in het Deltagebied gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor zeehonden. Het betreft de Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlakte van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe. Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee en de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, zijn effecten uit te sluiten. Het verstoorde gebied ligt namelijk op een dusdanig grote afstand van de ligplaatsen van zeehonden in deze gebieden 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 verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone die breed genoeg is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden (zie ook § 4.2 en § 5.2).

Uit de in § 4.2 en § 5.2 gepresenteerde resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoringscontouren voor zeehonden door heien voor de aanleg van kavels I en II van het windpark Borssele een kleine overlap vertonen met de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlakte van de Raan (zie Figuur 4-1 en Figuur 5-1). Er is dus in beperkte mate sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlakte van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe neemt ook af (indirecte externe werking). Deze effecten worden als niet significant beoordeeld, omdat:

- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is (Tabel 6-3), omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied laag is. Ter illustratie: in het Deltagebied werden in de periode juli 2012 – juni 2013 gemiddeld 418 gewone zeehonden geteld (Arts et al., 2014); 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 307 (73%) van deze dieren eenmalig in hun normale gedrag worden verstoord bij aanleg van alternatief 1 + Mermaid; bij aanleg van alternatief 2 + Mermaid zouden alle dieren minimaal eenmaal worden verstoord en een deel (77 = 18%) tweemaal; 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 3-7), 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 groot is bedraagt, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

CONCEPT

6.4 TOETSING CUMULATIEVE EFFECTEN IN ÉÉN JAAR AAN FLORA- EN FAUNAWET

6.4.1 Bruinvis

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid in het Kader Ecologie en Cumulatie voorgestelde maximaal toelaatbare jaarlijkse populatieafname van 1.275 dieren als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde jaarlijkse 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 resultaten van de berekeningen van de cumulatieve effecten van de aanleg van twee kavels van het windpark Borssele en het Belgische Mermaid in één jaar zijn weergegeven in Tabel 6-1 en Tabel 6-2. Hieruit en de begeleidende tekst blijkt dat de waarde van 1.275 dieren in bijna alle gevallen wordt. Effecten op de GSI zijn daarom niet uit te sluiten. De constructie van deze drie windparken in één jaar is 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 hoofdstuk 7).

6.4.2 Zeehonden

Bij het in één jaar aanleggen van twee kavels van het windpark Borssele en het Belgische Mermaid treedt ook verstoring van gewone en grijze zeehonden op. Het aantal verstoorde dieren is echter beperkt (Tabel 6-3).
Voor zeehonden kunnen effecten op de populatie worden uitgesloten, omdat:

- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is (Tabel 6-3), omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied laag is. Ter illustratie: in het Deltagebied werden in de periode juli 2012 – juni 2013 gemiddeld 418 gewone zeehonden geteld (Arts et al., 2014); 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 307 (73%) van deze dieren eenmalig in hun normale gedrag worden verstoord bij aanleg van alternatief 1 + Mermaid; bij aanleg van alternatief 2 + Mermaid zouden alle dieren minimaal eenmaal worden verstoord en een deel (77 = 18%) tweemaal; 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 3-7), 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 groot is bedraagt, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

CONCEPT

De conclusie is dat voor gewone en grijze zeehonden de GSI niet in het geding is.

6.5 CUMULATIEVE EFFECTEN NA 6 JAAR CONSTRUCTIE VAN WINDPARKEN OP NCP (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 6-4 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 6-4 Met Interim PCoD berekende additionele populatiereductie van bruinvissen door heigeluid bij de constructie van windparken op de Noordzee. Zie tekst voor beschrijving scenario's.

			Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar			
Scenario*	Impulsdagen	Bruinvis verstoringsdagen	Mediaan (50e percentiel)	5e percentiel	10e percentiel	90e 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 uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL_1 = 136 dB re 1 μPa^2s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele windpark gehanteerde SEL_1 = 140 dB re 1 μPa^2s).

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 alleen zijn te voorkomen als bij het heien een geluidsnorm wordt toegepast. Dit is als de 5e percentiel waarde voor de populatiereductie lager zijn dan 7.650 (= 6 x 1.275) dieren.

6.6 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 Noordzee (227.298 dieren) zou zijn van een scenario voor de bouw van windparken in Nederland, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk. Voor Nederland is

CONCEPT

daarbij uitgegaan van de bouw van 2 parken in het voorjaar. De resultaten van deze berekening staan in Tabel 6-5. Ter vergelijking is ook het Nederlandse scenario 1 opgenomen.

Tabel 6-5 Met Interim PCoD berekende additionele populatiereductie van bruinvissen door heigeluid bij de constructie van windparken op de Noordzee. Zie tekst voor beschrijving scenario's.

			Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar			
Scenario*	Impulsdagen	Bruinvis verstoringsdagen	Mediaan (50e percentiel)	5e percentiel	10e percentiel	90e 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 SEL_1 = 136 dB re 1 μPa^2s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele windpark gehanteerde SEL_1 = 140 dB re 1 μPa^2s).

De resultaten van de berekeningen leiden tot de volgende conclusies:

- Zonder mitigatie zijn significante effecten op de bruinvispopulatie niet uit te sluiten: op internationale schaal wordt de norm van toelaatbare populatiereductie van 34.095 dieren (= 6 x ~5.683, zie bijlage 2) met ca. 66.000 dieren overschreden;
- De bijdrage van de Nederlandse parken aan totale effect is ongeveer 20%.

CONCEPT

7 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: *permament threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices', 'soft start' procedures en een lagere hei-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 verstoorde 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 (zoals Borssele) voor de funderingen locaties met een relatief gering waterdiepte te kiezen; dit kan tot een factor 3 in oppervlakte verstoord gebied verschillen (zie Tabel 3-1 en Tabel 3-2);
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte; verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind
- De propagatie van geluid te beperken door het toepassen van bellenschermen e.d.

In Duitsland is een norm gesteld aan de propagatie van heigeluid: op 750 m van de heilocatie mag de SEL_1 niet meer dan 160 dB re μPa^2s bedragen. Voor de Borssele windparken is door TNO berekend wat toepassen van deze norm op de verschillende paalposities zou betekenen voor het oppervlak verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde zeezoogdieren. In onderstaande Tabel 7-1 en Tabel 7-2 is te zien dat met het toepassen van deze norm de effecten op de bruinvispopulatie meer dan 10-maal zo klein zijn en dat bij toepassen van deze norm de maximaal toelaatbare jaarlijkse populatiereductie van 1.275 dieren bij het in één jaar aanleggen van de twee kavels voor beide alternatieven in geen enkel geval wordt overschreden.

Floor Heinis 17-3-15 18:33
Verwijderd: de

Floor Heinis 17-3-15 18:36
Verwijderd: .

Tabel 7-1 Cumulatieve effecten van heien voor het in één jaar aanleggen van kavel I en II van het Borssele windpark (alternatief 1: 2 x 35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) op de bruinvispopulatie op het NCP zonder toepassen van een geluidsnorm en met het toepassen van een geluidsnorm van 160 dB.

		bruinvisverstoringsdagen	populatiereductie (5-percentiel)

CONCEPT

voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		165.004	15.109	2.129	**192**
I	II	128.206	10.593	1.654	**135**
II	I	83.046	8.751	**1.071**	**111**
	I, II	46.248	4.235	**597**	**54**

Tabel 7-2 Als Tabel 7-1voor alternatief 2: 2 x 117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ.

		bruinvisverstoringsdagen		populatiereductie (5-percentiel)	
voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		345.696	50.507	4.459	**641**
I	II	269.079	35.410	3.471	**450**
II	I	173.509	29.252	2.238	**372**
	I, II	96.892	14.156	**1.250**	**180**

Als met toepassen van de geluidsnorm van SEL_1 = 160 dB re µPa^{2}s op 750 m slechts één kavel per jaar zou worden aangelegd, zijn de effecten (uiteraard) veel kleiner dan wanneer de twee kavel in één jaar worden aangelegd (Tabel 7-3 en Tabel 7-4).

Tabel 7-3 Effecten van heien voor het aanleggen van kavel II van het Borssele windpark op de bruinvispopulatie op het NCP zonder toepassen van een geluidsnorm en met het toepassen van een geluidsnorm van 160 dB. Alternatief 1: 35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ; alternatief 2: 117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ. Bvvd: bruinvisverstoringsdagen; populatiereductie: 5-percentiel waarde uit Interim PCoD resultaten.

KAVEL II		voorjaar		zomer		najaar	
		zonder norm	met norm	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
alternatief 1	bvvd	51.129	6.275	17.283	2.121	14.330	1.759
	pop. reductie	**649**	**80**	**219**	**27**	**182**	**22**
alternatief 2	bvvd	106.454	20.975	35.985	7.090	29.837	5.879
	pop. reductie	1.352	**266**	**457**	**90**	**379**	**75**

Tabel 7-4 Als Tabel 7-3 voor de aanleg van kavel I van het Borssele windpark.

KAVEL I		voorjaar		zomer		najaar	
		zonder norm	met norm	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
alternatief 1	bvvd	113.875	8.834	38.493	2.986	31.917	2.476
	pop. reductie	1.446	**112**	**489**	**38**	**405**	**31**
alternatief 2	bvvd	239.242	29.531	80.870	9.982	67.055	8.277
	pop. reductie	3.038	**375**	**1.027**	**127**	**852**	**105**

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.

CONCEPT

Ad 3. Het aantal impulsdagen beperken

Uit de analyses blijkt dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal te heien funderingen van alternatief 2 t.o.v. alternatief 1 en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, pakt dus gunstiger uit dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. Het halen van een relatief lage geluidsnorm van 160 dB zal echter bij het gebruik van een hoge hei-energieën waarschijnlijk niet eenvoudig zijn. Uit, door TNO uitgevoerde berekeningen blijkt echter dat ook bij het hanteren van een hogere geluidsnorm effecten op de bruinvispopulatie waarschijnlijk aanvaardbaar zijn (Heinis & de Jong, in prep.).

CONCEPT

8 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 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 IMARES op basis van telemetriegegevens een kaart met de ruimtelijke variatie in de relatieve dichtheid van gewone zeehonden gemaakt [Brasseur et al, 2012]. Voor grijze zeehonden is een dergelijke kaart ook gemaakt [Brasseur et al. 2010], maar deze is op gegevens van een beperkt aantal dieren gebaseerd en daarom minder betrouwbaar. In de laatste jaren zijn veel nieuwe zendergegevens, zowel voor gewone als grijze zeehond beschikbaar gekomen. Ook is de kwaliteit van de gegevens doordat GPS-zenders zijn gebruikt sterk verbeterd. Ontwikkeling van kaarten waarin deze nieuwe gegevens zijn verwerkt, indien mogelijk voor verschillende seizoenen, zou het mogelijk maken een betere schatting van het aantal door geluid verstoorde gewone en grijze zeehonden te maken.

Doorvertalen van dierverstoring naar *vital rates*

CONCEPT

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 elicitatio*' 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.

CONCEPT

9 Referenties

p.m.

CONCEPT

BIJLAGE 1 BEREKENINGEN ONDERWATERGELUID DOOR HEIWERKZAAMHEDEN OFFSHORE WINDPARK

Memo TNO (apart bijgevoegd)

CONCEPT

BIJLAGE 2 TOETSING VAN EFFECTEN OP BRUINVISSEN

Inleiding

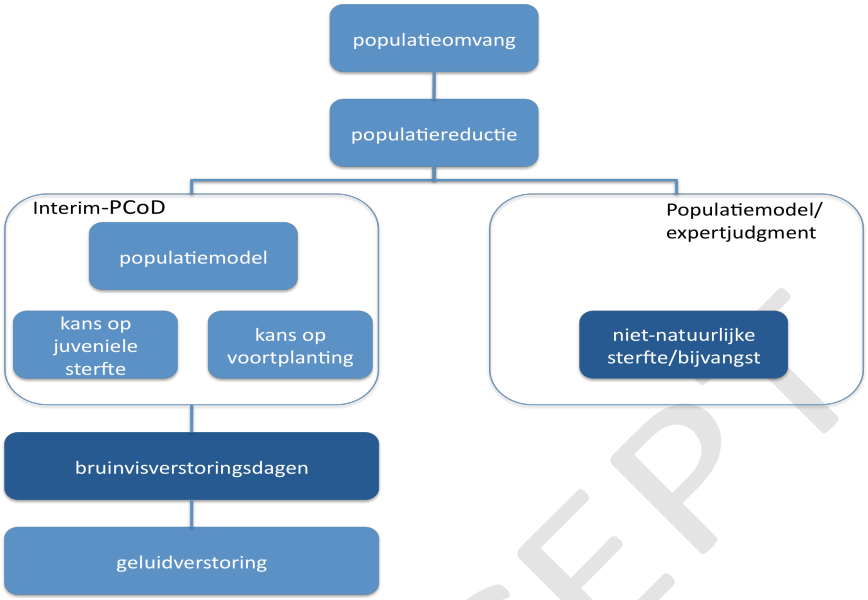
In het conceptrapport 'Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren' van 19 december 2014 zijn voor bruinvissen de uitkomsten van PCoD-berekeningen weergegeven als de 10%, 50% (mediaan) en 90% kans dat onder invloed van verstoring door heigeluid een bepaalde reductie van de populatie zal optreden. Er is nog geen keuze gemaakt in welke van deze percentielen dient te worden gebruikt bij de beoordeling van de berekende effecten op de populatie. Het ontwikkelen van een toetsingcriterium voor de beoordeling van de berekende effecten op de bruinvispopulatie viel niet binnen het bestek van de opdracht. In een parallel traject is door de overheid toegewerkt naar een norm voor de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van het aantal dieren in een bepaalde populatie. Deze zal worden vastgelegd in het zogenaamde 'Kader Ecologie en Cumulatie'.

Bij de beoordeling van de met het Interim PCoD model berekende effecten dient rekening te worden gehouden met nationale en internationale wet- en regelgeving voor de bescherming van de bruinvis. Nationaal gaat het om de in de Nb-wet en Ff-wet vastgelegde bescherming van habitats en soorten en internationaal om ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas). Op nationaal niveau is daarnaast het Bruinvisbeschermingsplan relevant (Camphuysen & Siemensma, 2012).

Doelstellingen en toetsingscriteria

Voor Europa is de ASCOBANS doelstelling het meest relevant:
De populatie moet op minimaal 80% van het draagkrachtniveau worden gebracht of blijven.
Daartoe mag de jaarlijkse niet-natuurlijke sterfte niet meer dan 1,7% van de populatie bedragen, waarvan minder dan 1% door bijvangst. Dit is een interim doel. Op de lange termijn is het doel: terugdringen van door mensen veroorzaakte sterfte van de bruinvis tot nul en de populatie van de bruinvis te brengen en houden op een niveau waarop verstorende menselijke invloeden tot een minimum zijn teruggebracht. De doelstelling is dus geformuleerd in termen van uiteindelijk herstel of behoud van de populatie en het toetsingscriterium voor maximaal toelaatbare effecten in termen van jaarlijkse onttrekking van dieren aan de populatie. Het verband tussen die twee maten is geschat op basis van populatiemodellen of expert judgment. De samenhang met de Interim PCoD aanpak wordt geschetst in de volgende figuur:

CONCEPT



CONCEPT

Toetsing van effecten van heigeluid op bruinvissen

Het Interim PCoD model berekent de populatiereductie ten gevolge van verstoring door heigeluid met behulp van een in een expert elicitation vastgestelde kansverdeling van het verband tussen verstoringsduur en twee specifieke 'vital rates': de kans op sterfte bij jonge dieren ('calves and juveniles') en de kans op voortplanting bij volwassen vrouwelijke dieren. Een criterium dat grenzen stelt aan sterfte alleen is niet direct van toepassing op de uiteindelijke populatiereductie die het resultaat is van de PCoD berekeningen, en ook niet op het aantal verstoorde dieren of het aantal 'dierverstoringsdagen'. Een bepaald aantal gestorven dieren kan namelijk niet direct worden vergeleken met de output van een populatiemodel, waar het om een effect op de totale populatie na een aantal jaren gaat. Ook is 'sterfte' niet direct vergelijkbaar met 'verstoring', maar kan daar hoogstens een gevolg van zijn.

Uit de Interim PCoD berekeningen volgt een statistische schatting van het effect van de geluidverstoring op de uiteindelijke populatieomvang. Dit betekent dat de doelstelling die aan een norm ten grondslag ligt, zoals die van ASCOBANS (minimaal 80% van de carrying capacity) in principe direct te vergelijken is met een maximale limiet aan de (met PCoD berekende) populatiereductie. Hierbij nemen we aan dat de geluidverstoring de enige druk is op de populatie én dat de huidige populatie op het draagkrachtniveau zit (carrying capacity). N.B. We houden dan dus geen rekening met effecten van andere invloeden als bijvangst e.d.

Door ASCOBANS is de waarschijnlijkheid dat 80% van het draagkrachtniveau wordt bereikt/gehandhaafd niet nader gespecificeerd. Door Scheidat et al. (2013) is de doelstelling nader geïnterpreteerd en is afgeleid dat de waarschijnlijkheid van het bereiken/handhaven van dit niveau hoog moet zijn (tenminste 95%).

De genoemde waarden voor een populatieomvang van minimaal 80% van het draagkrachtniveau met een waarschijnlijkheid van 95% zijn beide uit de resultaten van het Interim PCoD-model af te leiden.

In de volgende twee rekenvoorbeelden wordt gedemonstreerd hoe de door ASCOBANS geformuleerde en door Scheidat et al. (2013) nader gespecificeerde doelstelling kan worden toegepast op de uitkomsten van de PCoD-modellering.

<u>Rekenvoorbeeld voor de Nederlandse situatie:</u>
Populatie op het NCP: 51.000 (gemiddelde van het gemiddelde over 3 seizoenen o.b.v. Geelhoed et al., 2011, 2013, 2014)
Doelstelling: minimaal 0,8 * 51.000 = 40.800
Maximale toegestane reductie: 51.000 – 52.800 = 10.200
Aantal jaren dat op NCP wordt gebouwd: 8
Maximale toegestane populatiereductie per jaar: 1.275
Maximale toegestane populatiereductie na 6 jaar (PCoD berekeningen): 7.650

<u>En voor het internationale scenario:</u>
Populatie van de MU Noordzee: 227.298 (IMMWG, 2013)
Doelstelling: minimaal 0,8 * 227.298 = 181.838
Maximale toegestane reductie: 227.298 – 181.838 = 45.460
Aantal jaren dat op Noordzee wordt gebouwd: 8 (of misschien wat langer?)
Maximale toegestane populatiereductie per jaar: 5.683
Maximale toegestane populatiereductie na 6 jaar (PCoD berekeningen): 34.095

Het zo verkregen getal moet worden vergeleken met de 5-percentielswaarde uit de PCoD berekeningen. Dit getal geeft namelijk de kans weer dat de populatiereductie groter is dan de betreffende waarde (en dus een 95% waarschijnlijkheid dat de berekende populatiereductie kleiner is).

Onderstaande tabel bevat de resultaten van de PCoD berekening voor een aantal scenario's uit het Cumulatieve effecten rapport. Voor de Nederlandse scenario's is ervan uitgegaan dat elk park uit 58 turbines van 6 MW bestaat die met een energie van 2.000 kJ worden geheid. Er is één hypothetisch internationaal scenario samengesteld (zie Heinis & de Jong, in prep. Voor aannames).

CONCEPT

De scenario's zijn:

1 Alleen NL parken, 2 parken per jaar in voorjaar zonder geluidsnorm (= ~ 174 dB op 750 m),
2 Alleen NL parken, 2 parken per jaar in voorjaar met geluidsnorm; 2a: 160 dB, 2b: 165 dB, 2c: 168 dB,
3 Alleen NL parken, 2 parken per jaar, 1 in voorjaar en 1 in najaar zonder geluidsnorm,
4 Alleen NL parken, 2 parken per jaar in najaar zonder geluidsnorm,
10 Alleen NL parken, 2 parken per jaar in voorjaar zonder geluidsnorm, maar met hogere drempelwaarde voor verstoring (SEL_1 = 144 dB re 1 μPa^2s),
11 Alle buitenlandse parken gecombineerd met 2 NL parken per jaar in voorjaar, zonder geluidsnorm.

			Additionele populatiereductie (individuen) na 6 jaar			
Scenario*	**Impulsdagen**	**Bruinvis verstoringsdagen**	**Mediaan (50-percentiel)**	**5-percentiel**	**10-percentiel**	**90-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
10	580	905.803	1.938	9.595	7.525	-10
11	3.709	16.439.945	45.633	99.794	88.388	17.377

*Met uitzondering van scenario 10 is voor alle scenario's uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL_1 = 136 dB re 1 μPa^2s is uitgegaan (i.p.v. de voor het Borssele' windpark gehanteerde SEL_1 = 140 dB re 1 μPa^2s).

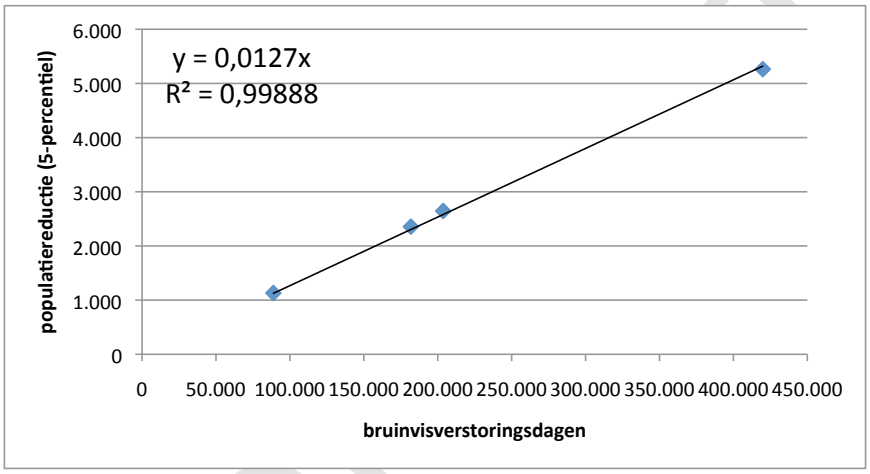
Uit de berekeningen blijkt dat het hiervoor (voorgestelde) toetsingscriterium met zeer grote waarschijnlijkheid niet wordt overschreden als een geluidsnorm wordt toegepast (scenario 2). Bij het toepassen van een relatief hoge geluidsnorm van 168 dB is het verschil met de 'maximaal toelaatbare' populatiereductie met 421 dieren echter vrij klein en zou kunnen wegvallen als van een kleinere 'vulnerable subpopulation' of een extra 'residual day' zou worden uitgegaan. Aan de andere kant dient men zich te realiseren dat voor de berekeningen in de meeste scenario's is uitgegaan van een drempelwaarde voor verstoring van SEL_1 = 136 dB re 1 μPa^2s. In de Werkgroep Onderwatergeluid is op grond van recente onderzoeksresultaten besloten om voor de bepaling van effecten op bruinvissen uit te gaan van een iets hogere drempelwaarde voor verstoring van SEL_1 = 140 dB re 1 μPa^2s. Deze drempelwaarde wordt gebruikt in de berekeningen van oppervlakten verstoord gebied voor de 'Ronde 3' windparken, waaronder het Borssele windpark.

Toepassing Borssele

In de berekeningen is voor het bepalen van de effecten op de bruinvispopulatie oorspronkelijk gebruik gemaakt van de eerder afgeleide relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de met

CONCEPT

PCoD bepaalde mediaan schatting van de populatiereductie (zie § 2.2.4). De voor de toetsing benodigde 5-percentiel waarden blijken zich echter minder 'rechtlijnig' te gedragen dan de mediane waarden. Voor de eerste twee kavels van het Borssele windpark zijn daarom een drietal indicatieve PCoD berekeningen uitgevoerd om daarmee ook voor een relatief gering aantal dierverstoringsdagen een indruk te krijgen van de relatie met de 5-percentiel waarden. De relatie tussen dierverstoringsdagen en de 5-percentielwaarden vertoont geen rechtlijnig verband over de hele bandbreedte van de onderzochte scenario's. Binnen de bandbreedte van effecten van de Borssele windparken is dat echter wel het geval (zie onderstaande figuur). Deze figuur is samengesteld uit de resultaten van de voor het Borssele MER uitgevoerde extra PCoD berekeningen en de resultaten van de scenario's 2a en 2b uit bovenstaande tabel.



CONCEPT

Bijlage 4

Visualiesatierapport

Visualisatierapport

Kavelbesluiten Borssele

Concept

Ministeries van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu en Rijkswaterstaat

Grontmij Nederland B.V.
Houten, 19 maart 2015

Verantwoording

Titel	:	Visualisatierapport
Subtitel	:	Kavelbesluiten Borssele
Projectnummer	:	337839
Referentienummer	:	
Revisie	:	Concept
Datum	:	10 maart 2015

Auteur(s)	:	S. van de Bilt, P. Janssen
E-mail adres	:	
Gecontroleerd door	:	C.F. van Duin
Paraaf gecontroleerd	:	
Goedgekeurd door	:	M. Kreft
Paraaf goedgekeurd	:	
Contact	:	Grontmij Nederland B.V. De Molen 48 3994 DB Houten Postbus 119 3990 DC Houten T +31 88 811 66 00 www.grontmij.nl

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 3

2 Techniek fotovisualisaties 4

3 Fotolocaties 5
3.1 Beschrijving fotolocaties 5

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 Borssele I en II kunnen worden gerealiseerd. Hierbij zijn beide kavels in beeld gebracht vanuit relevante kustplaatsen in de omgeving en zijn twee turbine alternatieven gevisualiseerd.

Dit visualisatierapport gaat in op de techniek van het maken van de visualisaties, de locaties van de standpunten en tijdstip en weersomstandigheden op het moment van maken van de foto's.

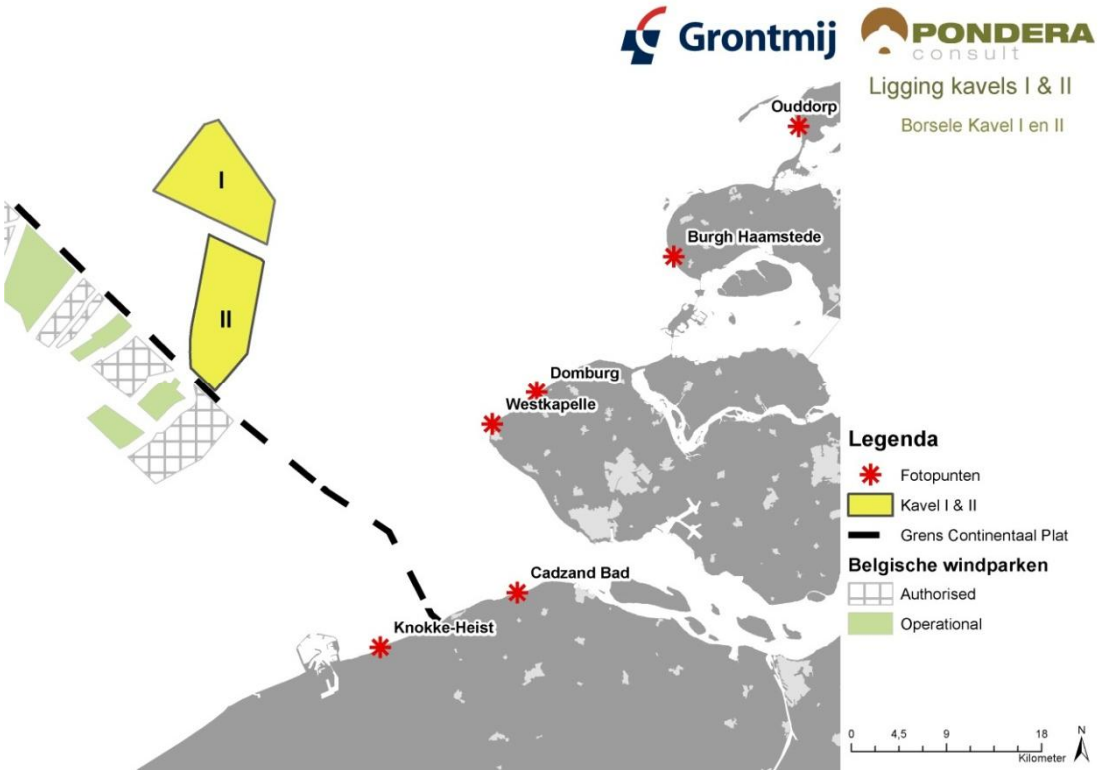
In de foto's zijn twee alternatieven gevisualiseerd. Het betreffen de volgende type windturbines.

Tabel 1.1 Kenmerken windturbines

Alternatief	Turbinetype	Vermogen	Ashoogte	Rotordiameter
Klein (117 turbines per kavel)	3 MW	3,0 MW	75 meter	100 meter
Groot (35 turbines per kavel)	10 MW	10,0 MW	140 meter	220 meter

1.2 Beschrijving van de locatie

De kavels Borssele I en II zijn gelegen op respectievelijk minimaal 27 en 24 kilometer uit de Zeeuwsche 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 Kavel I en II Borssele

1.3 Tijdstip en weersomstandigheden

De gebruikte foto's zijn gemaakt op 21 november 2014. Het zicht op deze representatieve dag was redelijk goed met afwisselende periodes van bewolking en zonneschijn. De afstand van de fotolocaties tot de dichtstbijzijnde windturbines varieert per fotopunt. De posities zijn zodanig gekozen dat ze representatief zijn voor de 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 liggen rond de 140 graden en zijn per fotopunt specifiek te vinden in Tabel 3.1. Hierbij is bewust gekozen voor beeldhoeken van circa 140 graden om

het gehele windpark en zijn omgeving goed weer te kunnen geven. Bij elke beeldhoek en weergavemethode hoort een specifieke kijkafstand om de foto's op de juiste manier te beoordelen. De overige instellingen van de camera zijn aangepast aan de omstandigheden ten tijden van het nemen van de foto om een zo goed mogelijk resultaat te verkrijgen.

1.5 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 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. Tevens kan, door het hoofd naar links en rechts te draaien een goede indruk van de omgeving worden verkregen.

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. 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. Panoramische software kan panoramische afbeeldingen op een beeldscherm 'draaiend' weergeven wat een beter beeld geeft van de omgeving.

2 Techniek fotovisualisaties

De horizontale beeldhoek van de opname is steeds circa 140 graden. Een kleinere beeldhoek zorgt voor een relatief meer ingezoomde foto. Per foto dient voor een correcte weergave, die vergelijkbaar is met het menselijke zicht, een specifieke kijkafstand te worden gehanteerd (zie Tabel 3.1).

Bij een foto wordt de bolvormige wereld geprojecteerd op een plat vlak (het negatief). Bij deze projectie ontstaat beeldvervorming die toeneemt met de beeldhoek. Bij projectie op de binnenzijde van een bol is er geen beeldvervorming en de beeldhoek kan dan compleet zijn. Om de beeldvervorming te beperken zijn alle beeldpixels van de digitale opnamen berekend tot een projectie van de bolvormige wereld op de binnenzijde van een cilinder. Bij deze wijze van projectie blijven de verticale lijnen (masten) onvervormd. Ook een horizontale lijn in het midden (de horizon) lijkt dan een rechte lijn. Horizontale lijnen boven en onder horizon krijgen bij deze wijze van projectie een kromming. Om dit op te heffen zou een visualisatie gekromd bekeken kunnen worden. Het bekende Mesdagpanorama is ook een projectie van de bolvormige wereld op de binnenzijde van een cilinder.

Het meest ideaal is gebruik te maken van specialistische visualisatie apparatuur/sofware of de bijgeleverde foto's uit te printen op ten minste 1,20 meter breed formaat. Voor de beoordeling ten behoeve van het Milieu Effect Rapport zijn de foto's in deze rapportage uitgesneden tot 60 graden, om turbines nog te kunnen onderscheiden aan de horizon. De prints van de foto's dienen bij A4 formaat op circa 30 cm afstand bekeken te worden voor een natuurgetrouw beeld.

3 Fotolocaties

3.1 Beschrijving 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.

Er zijn drie fotopunten gekozen die representatief zijn voor de strandlocaties in de omgeving:

- Nieuw Haamstede (bij Burg Haamstede)
- Domburg
- Westkapelle

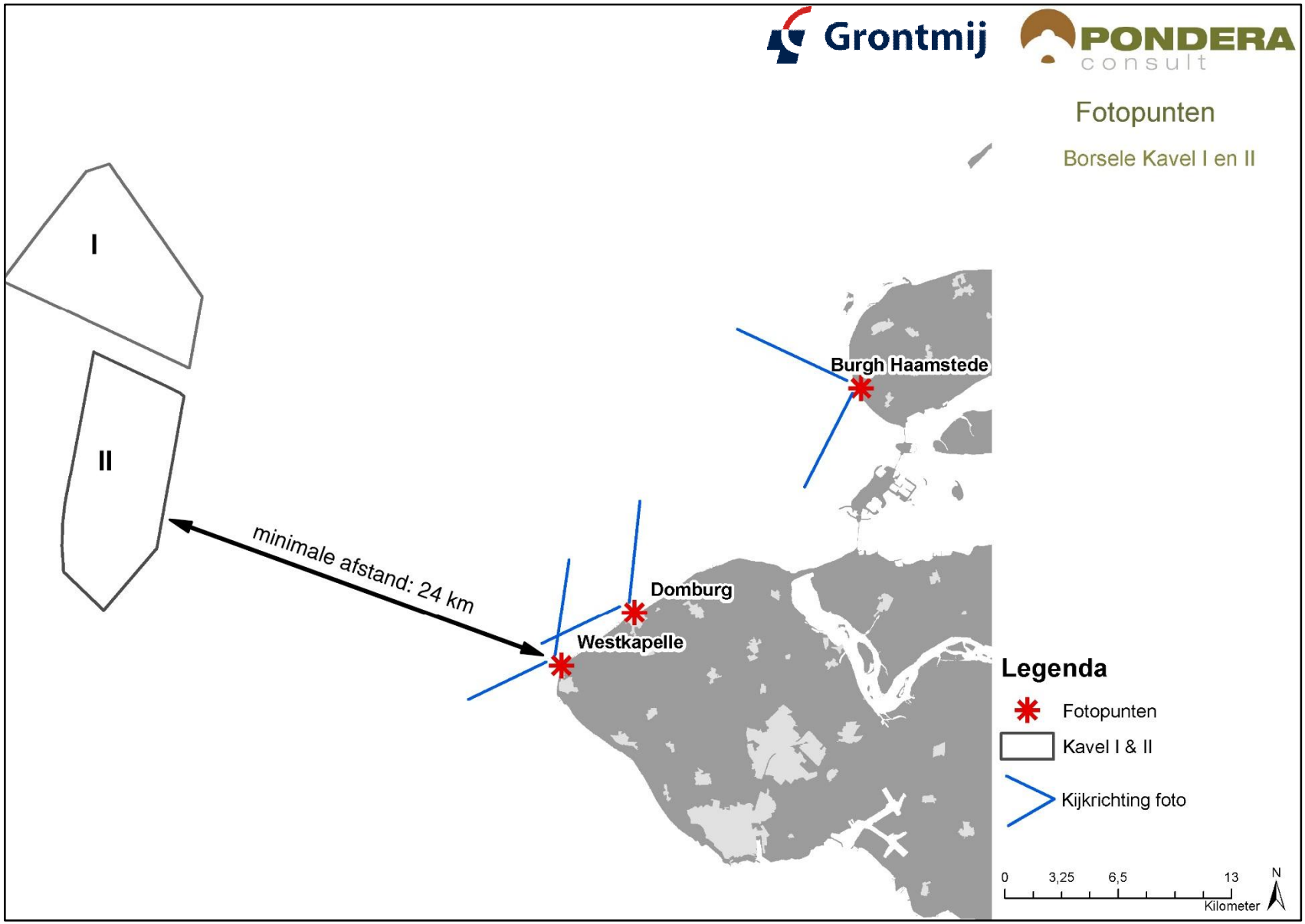
Er zijn eveneens opnamen vervaardigd vanaf Ouddorp en Knokke Heist, echter de windturbines bevinden zich op een dusdanige afstand van deze locaties dat ze in de praktijk amper of niet zichtbaar zullen zijn. Er is daarom geen visualisatie vervaardigd vanaf deze locaties.

Op de volgende pagina in Figuur 3.1 is een overzicht getoond van de fotopunten. Na dit figuur volgt een beschrijving van elk fotopunt en locatie. In tabel 3.1

*Tabel 3.1 Eigenschappen en locatie fotopunten**

#	Fotolocatie	RD-coördinaten		Kijkrichting	Afstand tot dichtstbij gelegen windturbine*	Kijkafstand bij A4 printbreedte
		X	Y			
1	Nieuw Haamstede	37360	415272	West	38 km	30 cm
2	Domburg	23791	399098	West	27 km	30 cm
3	Westkapelle	19741	396365	West	24 km	30 cm

* Met de afstand tot de dichtstbijzijnde windturbine wordt de afstand bedoeld van het fotopunt tot de dichtstbijzijnde windturbine


Grontmij
PONDERA consult
Fotopunten
Borsele Kavel I en II
I
II
minimale afstand: 24 km
Burgh Haamstede
Domburg
Westkapelle
Legenda
Fotopunten
Kavel I & II
Kijkrichting foto
0
3,25
6,5
13
Kilometer
N

Fotopunt 01 – Nieuw Haamstede bij Burgh Haamstede

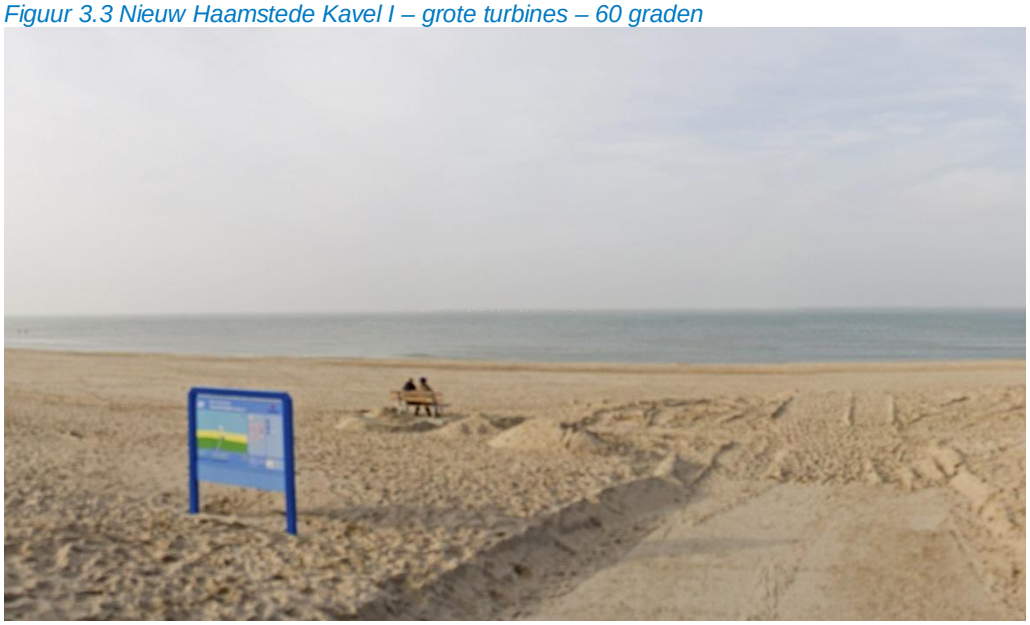
De foto is genomen vanaf de strandingang aan het Vuurtorenpad ten westen van Nieuw Haamstede. Op de voorgrond is rechts het strandpaviljoen de Strandloper te zien. De windturbines van Kavel I en II zijn zeer klein op de achtergrond links in de foto zichtbaar (38 km). Dit geldt alleen voor de variant met de grote turbines, de kleine turbines verdwijnen achter de horizon.

Kijkrichting:	West
Beeldhoek:	140 graden
Tijdstip foto:	13:00 uur

Figuur 3.2 Uitsnede 60 graden



Figuur 3.3 Nieuw Haamstede Kavel I – grote turbines – 60 graden



Figuur 3.4 Nieuw Haamstede Kavel II – grote turbines – 60 graden



Fotopunt 02 – Domburg

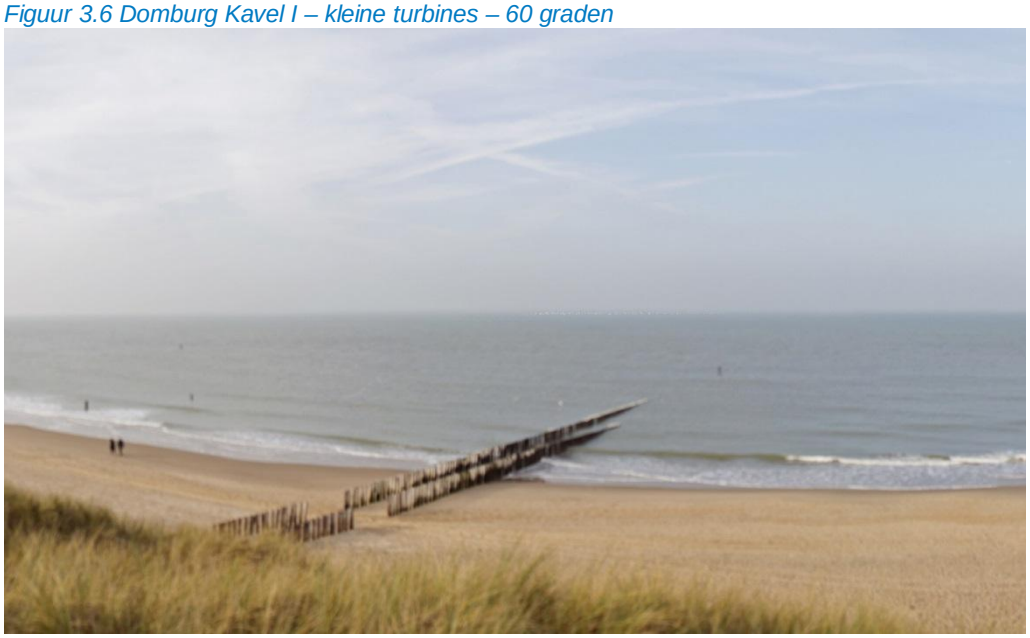
De foto is genomen vanaf de Boulevard van Schagen ter hoogte van de strandtoegang in het verlengde van de Jan Tooropstraat. De toegang tot het strand is in de foto herkenbaar. De windturbines van beide kavels zijn zichtbaar (afstand minimaal 27 km).

Kijkrichting:	West
Beeldhoek:	140 graden
Tijdstip foto:	14:10 uur

Figuur 3.5 Uitsnede 60 graden



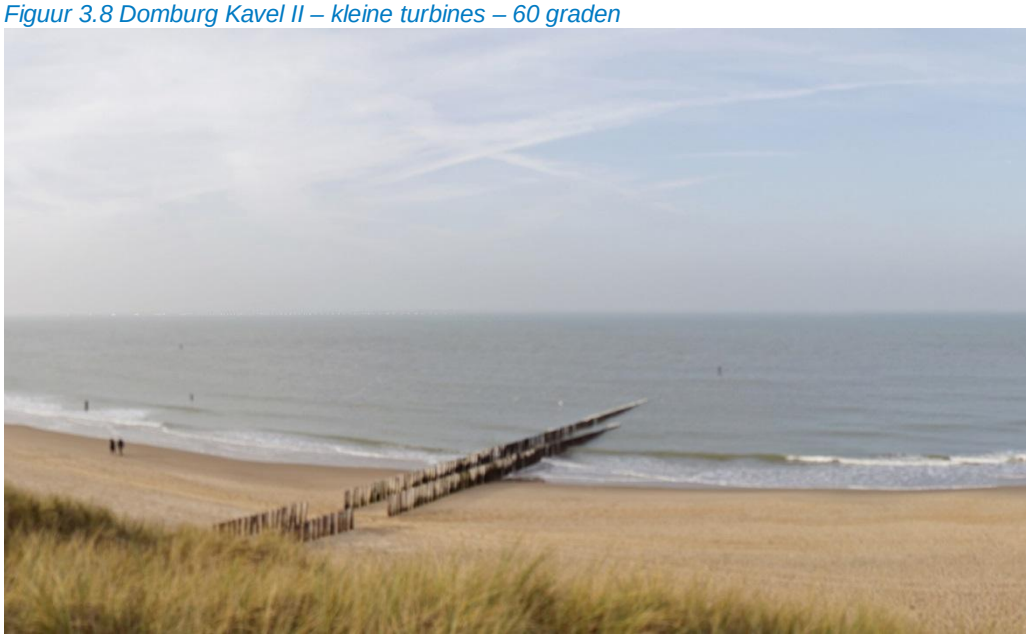
Figuur 3.6 Domburg Kavel I – kleine turbines – 60 graden



Figuur 3.7 Domburg Kavel I – grote turbines – 60 graden



Figuur 3.8 Domburg Kavel II – kleine turbines – 60 graden



Figuur 3.9 Domburg Kavel II – grote turbines – 60 graden



Fotopunt 03 – Westkapelle

De foto is genomen vanaf de parkeerplaats langs de N287, nabij de vuurtoren. De kleine vuurtoren is op de voorgrond zichtbaar. De windturbines van beide kavels zijn links, dan wel rechts van de vuurtoren te zien op de achtergrond.

Kijkrichting: West
Beeldhoek: 140 graden
Tijdstip foto: 14:35 uur

Figuur 3.10 Westkapelle uitsnede 60 graden



Figuur 3.11 Westkapelle Kavel I – grote turbines – 60 graden



Figuur 3.12 Westkapelle Kavel I – kleine turbines – 60 graden



Figuur 3.13 Westkapelle Kavel II – grote turbines – 60 graden



Figuur 3.14 Westkapelle Kavel II – kleine turbines – 60 graden



Tabel 3.2 Coördinaten windturbines Kavel I – alternatief klein

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
1	498787	5731916
2	498504	5732462
3	499617	5731653
4	499334	5732199
5	499050	5732745
6	500163	5731937
7	499880	5732483
8	499596	5733029
9	499312	5733575
10	500426	5732767
11	500142	5733313
12	499858	5733859
13	502391	5730320
14	502107	5730866
15	501823	5731412
16	500972	5733051
17	500688	5733597
18	500404	5734143
19	500121	5734689
20	502653	5731150
21	502369	5731696
22	501234	5733881
23	500951	5734427
24	500667	5734973
25	504051	5729795
26	502915	5731980
27	502632	5732526
28	501780	5734164
29	501497	5734710
30	501213	5735257
31	505164	5728987
32	504880	5729533
33	504597	5730079
34	504313	5730625
35	503178	5732810

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
36	502043	5734994
37	501759	5735540
38	501475	5736086
39	505994	5728724
40	505710	5729270
41	505427	5729817
42	505143	5730363
43	504859	5730909
44	504575	5731455
45	504291	5732001
46	502873	5734732
47	502589	5735278
48	502305	5735824
49	502021	5736370
50	506824	5728462
51	506540	5729008
52	506256	5729554
53	505973	5730100
54	505689	5730646
55	505405	5731193
56	505121	5731739
57	504838	5732285
58	504554	5732831
59	503419	5735016
60	503135	5735562
61	502851	5736108
62	502568	5736654
63	502284	5737200
64	507938	5727653
65	507654	5728200
66	507370	5728746
67	507086	5729292
68	506803	5729838
69	506519	5730384
70	506235	5730930

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
71	505951	5731476
72	505668	5732023
73	505384	5732569
74	505100	5733115
75	503681	5735845
76	503397	5736392
77	503114	5736938
78	502830	5737484
79	508768	5727391
80	508484	5727937
81	508200	5728483
82	507916	5729029
83	507632	5729576
84	507349	5730122
85	507065	5730668
86	506781	5731214
87	506497	5731760
88	506214	5732306
89	505930	5732852
90	505646	5733399
91	503944	5736675
92	503660	5737221
93	503376	5737768
94	503092	5738314
95	508462	5729313
96	508179	5729859
97	507895	5730406
98	507611	5730952
99	507327	5731498
100	507044	5732044
101	506760	5732590
102	506476	5733136
103	506192	5733682
104	505057	5735867
105	504206	5737505

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
106	503922	5738051
107	503638	5738598
108	508157	5731235
109	507873	5731782
110	507590	5732328
111	507306	5732874
112	507022	5733420
113	506738	5733966
114	505603	5736151
115	505320	5736697
116	507568	5733704
117	507285	5734250

Tabel 3.3 Coördinaten windturbines Kavel II – alternatief klein

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
1	501899	5715867
2	501935	5716582
3	501972	5717298
4	502009	5718013
5	502045	5718729
6	502082	5719445
7	502118	5720160
8	502155	5720876
9	502578	5715114
10	502615	5715830
11	502651	5716546
12	502688	5717261
13	502724	5717977
14	502761	5718692
15	502797	5719408
16	502834	5720124
17	502870	5720839
18	502907	5721555
19	502943	5722271
20	502980	5722986

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
21	503016	5723702
22	503053	5724417
23	503257	5714362
24	503294	5715078
25	503330	5715793
26	503367	5716509
27	503403	5717225
28	503440	5717940
29	503476	5718656
30	503513	5719372
31	503549	5720087
32	503586	5720803
33	503622	5721518
34	503659	5722234
35	503695	5722950
36	503732	5723665
37	503769	5724381
38	503805	5725096
39	503842	5725812
40	503936	5713610
41	503973	5714326
42	504009	5715041
43	504046	5715757
44	504082	5716473
45	504119	5717188
46	504155	5717904
47	504192	5718619
48	504228	5719335
49	504265	5720051
50	504301	5720766
51	504338	5721482
52	504375	5722197
53	504411	5722913
54	504448	5723629
55	504484	5724344

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
56	504521	5725060
57	504557	5725776
58	504688	5714289
59	504725	5715005
60	504761	5715720
61	504798	5716436
62	504834	5717152
63	504871	5717867
64	504908	5718583
65	504944	5719298
66	504981	5720014
67	505017	5720730
68	505054	5721445
69	505090	5722161
70	505127	5722877
71	505163	5723592
72	505200	5724308
73	505236	5725023
74	505273	5725739
75	505440	5714968
76	505477	5715684
77	505514	5716399
78	505550	5717115
79	505587	5717831
80	505623	5718546
81	505660	5719262
82	505696	5719978
83	505733	5720693
84	505769	5721409
85	505806	5722124
86	505842	5722840
87	505879	5723556
88	505915	5724271
89	505952	5724987
90	506229	5716363

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
91	506266	5717079
92	506302	5717794
93	506339	5718510
94	506375	5719225
95	506412	5719941
96	506448	5720657
97	506485	5721372
98	506521	5722088
99	506558	5722803
100	506594	5723519
101	506631	5724235
102	506668	5724950
103	506981	5717042
104	507018	5717758
105	507054	5718473
106	507091	5719189
107	507127	5719904
108	507164	5720620
109	507200	5721336
110	507237	5722051
111	507274	5722767
112	507310	5723483
113	507347	5724198
114	507383	5724914
115	507953	5722015
116	507989	5722730
117	508026	5723446

Tabel 3.4 Coördinaten windturbines Kavel I – alternatief groot

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
1	499242	5731772
2	498714	5732788
3	500258	5732300
4	499730	5733316
5	502329	5730796

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
6	500746	5733844
7	504401	5729292
8	501762	5734372
9	501234	5735388
10	505945	5728804
11	505417	5729820
12	504889	5730836
13	504361	5731852
14	502778	5734900
15	502250	5735916
16	507489	5728315
17	506961	5729331
18	506433	5730347
19	505905	5731363
20	505377	5732379
21	504850	5733395
22	503794	5735427
23	503266	5736443
24	502738	5737459
25	508505	5728843
26	507977	5729859
27	507449	5730875
28	506921	5731891
29	506393	5732907
30	503754	5737987
31	507937	5732419
32	507409	5733435
33	506882	5734451
34	505826	5736483
35	505298	5737499

Tabel 3.5 Coördinaten windturbines Kavel II – alternatief groot

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
1	501898	5715380
2	501967	5716727

Turbinenummer	RD-coördinaten	
	X	Y
3	502036	5718073
4	502104	5719419
5	502173	5720766
6	503245	5715311
7	503313	5716658
8	503382	5718004
9	503451	5719351
10	503520	5720697
11	503588	5722043
12	503657	5723390
13	503726	5724736
14	504522	5713896
15	504591	5715243
16	504660	5716589
17	504728	5717935
18	504797	5719282
19	504866	5720628
20	504935	5721975
21	505003	5723321
22	505072	5724667
23	505141	5726014
24	506006	5716520
25	506075	5717867
26	506144	5719213
27	506212	5720559
28	506281	5721906
29	506350	5723252
30	506418	5724598
31	507490	5719144
32	507559	5720491
33	507627	5721837
34	507696	5723183
35	507765	5724530

Bijlage 5

Zichtbaarheidsanalyse

Zichtbaarheidsanalyse

Kavelbesluiten Borssele

Concept

Ministeries van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu en Rijkswaterstaat

Grontmij Nederland B.V.
Houten, 19 maart 2015

Verantwoording

Titel	:	Zichtbaarheidsanalyse
Subtitel	:	Kavelbesluiten Borssele
Projectnummer	:	337839
Referentienummer	:	
Revisie	:	
Datum	:	19 maart 2015

Auteur(s)	:	S. van de Bilt, P. Janssen
E-mail adres	:	
Gecontroleerd door	:	C.F. van Duin
Paraaf gecontroleerd	:	
Goedgekeurd door	:	M. Kreft
Paraaf goedgekeurd	:	
Contact	:	Grontmij Nederland B.V. De Molen 48 3994 DB Houten Postbus 119 3990 DC Houten T +31 88 811 66 00 www.grontmij.nl

Inhoudsopgave

1 Inleiding 4
1.1 Inleiding 4
1.2 Beschrijving van de locatie 4
1.3 Opzet en leeswijzer 5

2 Zichtbaarheid van windturbines 6
2.1 Inleiding 6
2.2 Zichtbaarheid en zichtbereik 6
2.2.1 Horizontale beeldhoek 6
2.2.2 Eigenschappen van het object 6
2.2.3 Theoretische zichtbaarheid 7
2.3 Meteorologische zichtomstandigheden 11
2.4 Kavel I en II Borssele resultaten meteorologische zichtbaarheid 13
2.5 Effectbepaling zichtbaarheid gecombineerd 14
2.6 Effectbepaling zichthoeken 15

3 Conclusie 17

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.

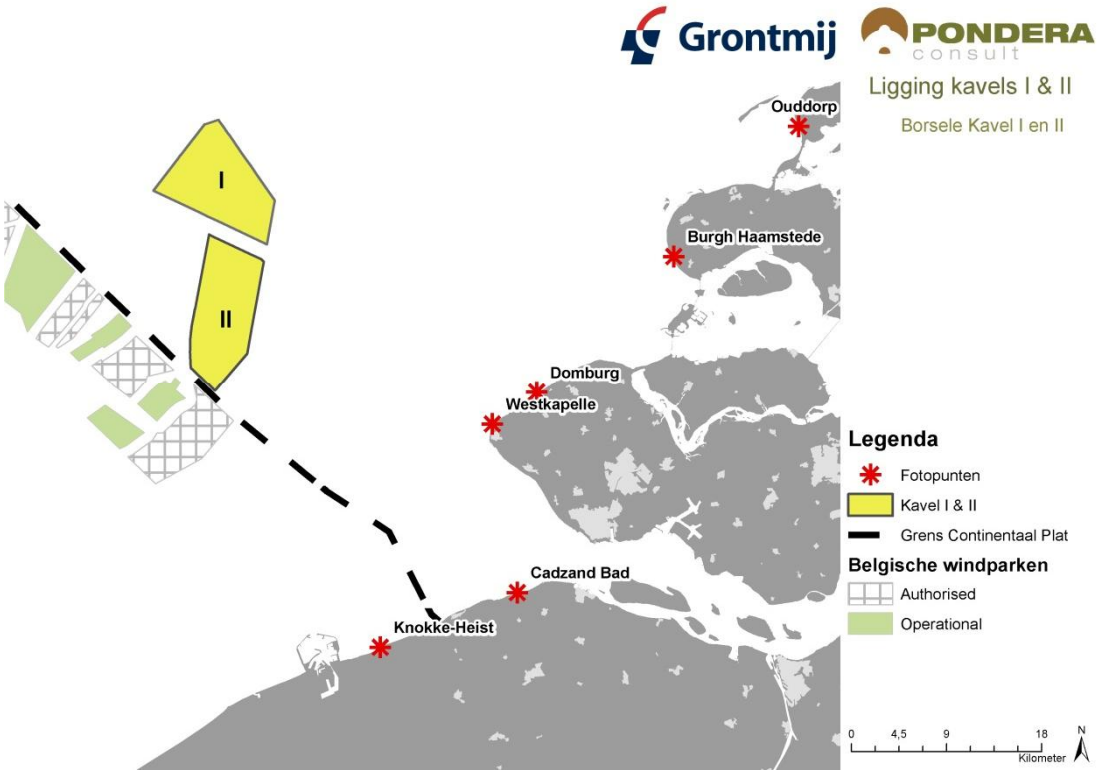
In 2010 is reeds een uitgebreide studie naar zichtbaarheid en maatschappelijke aspecten van windturbines op de Noordzee gedaan.[1] In het kader van de zoektocht naar mogelijkheden voor windparken aan de rand van de twaalfmijlszone, heeft Rijkswaterstaat destijds opdracht gegeven voor dit onderzoek. In onderhavig document zal tevens worden ingaan op de resultaten uit de studie uit 2010. Dit onderzoek gaat in op de zichtbaarheid van de kavels voor offshore windparken voor de kust van Walcheren en Zeeuwsch-Vlaanderen. Voor dit onderzoek wordt gekeken naar de zichtbaarheid van het windpark vanaf Ouddorp en Knokke-Heist, 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 offshore windpark in de Noordzee voor de kust van Zeeland, genaamd kavel I en II. De kavels zijn gelegen voor de kust van Walcheren, op circa 24 kilometer vanaf het dichtstbijzijnde punt op land (Westkapelle). Figuur 1.1 geeft de ligging van het plangebied weer.

Op dit moment wordt de procedure voor de milieueffectrapportage (m.e.r.) voor dit project doorlopen. Daarbij worden verschillende alternatieven van het windpark onderzocht, die allemaal leiden tot een opgesteld vermogen van 350 MW. Voor de zichtbaarheid wordt hierbij gewerkt met een onder- en bovengrens van deze invulling. De ondergrens bestaat uit 117 turbines met een ashoogte van 75 meter en een rotordiameter van circa 100 meter (hierna alternatief 1 genoemd) en een bovengrens bestaande uit 35 windturbines met een ashoogte van 140 meter en een rotordameter van circa 220 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 Locatie van de kavels Borssele I en II

Tabel 1.1 Alternatieven invulling kavels

Alternatief	Turbinetype	Ashoogte (m)	Tiphoogte (m)	Aantal turbines
Alternatief 1	3MW turbine	75,0	125,0	117
Alternatief 2	10MW turbine	140,0	250,0	35

Er zijn nog 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.

Naast deze vier aspecten speelt de zogenaamde horizontale beeldhoek een rol in de mate waarin het windpark het beeld domineert. Deze horizontale beeldhoek heeft echter geen invloed op het zichtbereik. In de volgende paragrafen worden de horizontale beeldhoek en de vier aspecten met betrekking tot zichtbereik verder toegelicht.

2.2.1 *Horizontale beeldhoek*

De horizontale beeldhoek is het aantal graden in horizontale zin dat het windpark beslaat in het beeld van 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 strandbezoeker, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De breedte die het windpark in het beeld van de strandbezoeker inneemt, is mede bepalend voor de dominantie van het windpark in dat beeld. Dit is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer relevant[2]. 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.

Vanaf de Nederlandse kust is het op de meeste plaatsen niet mogelijk een vol zicht van 180° op de horizon te hebben. De gebogen kustlijn van Nederland belemmert dit (Nierman et al, 2010). Dit geldt echter niet op alle Zeeuwse eilanden. Daarom wordt in dit geval voor het zichtbeeld van de strandbezoeker de volledige 180° gehanteerd. Onderzocht wordt in hoeveel graden van dit beeld het windpark zichtbaar is, vervolgens wordt een percentage van het totale beeld gegeven.

2.2.2 *Eigenschappen van het object*

De afmetingen, materiaal en kleur van elk object bepalen 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 re-

[2] Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

flecteert (ofwel absorbeert), minder goed zichtbaar zijn[3]. 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 beweging[4]. 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 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:

$$x = \frac{r}{\sin \beta} - r$$

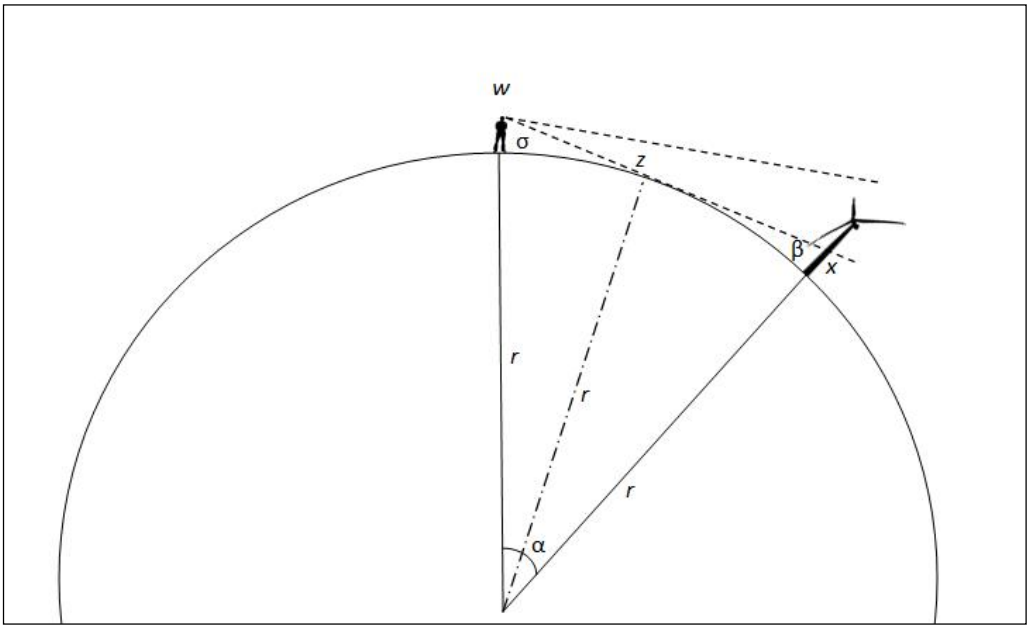
Waarin:

$$\alpha = \frac{d * 360°}{2 \pi r} \qquad \beta = 180^{\circ} - \alpha - \sigma \qquad \sigma = \arcsin \left[\frac{r}{r + w} \right]$$

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)

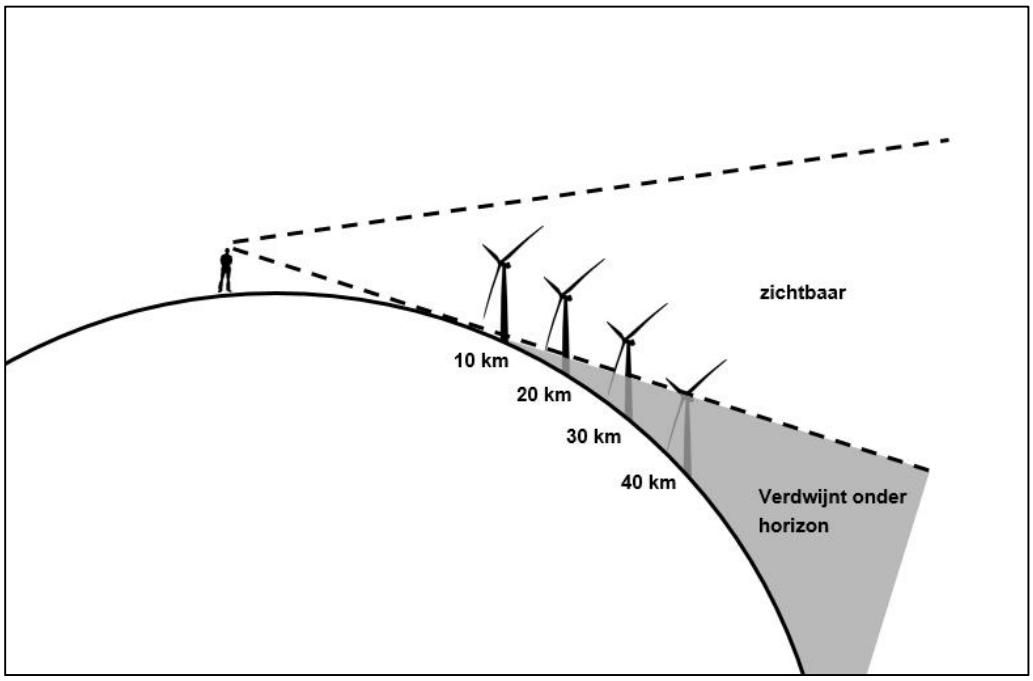
In de tabel 2.1 zijn enkele kernwaarden bij benadering weergegeven voor verschillende afstanden, waarbij opvalt dat het deel van de windturbine dat niet meer te zien is snel groter wordt naarmate de afstand toeneemt. Een windturbine met een tiphoogte van circa 250 meter (alternatief 2) is pas op een afstand van ongeveer 61 kilometer geheel aan het zicht onttrokken door dit effect.

Tabel 2.1 Verdwijnafstanden door kromming van de aarde

Afstand tot object	Deel niet meer zichtbaar
10 km	2 m vanaf aardoppervlak
20 km	20 m vanaf aardoppervlak
30 km	50 m vanaf aardoppervlak
40 km	100 m vanaf aardoppervlak
50 km	160 m vanaf aardoppervlak
60 km	245 m vanaf aardoppervlak

De verdwijnafstand uit tabel 2.1 kan ook schematisch worden weergeven, zie figuur 2.2.

Voor beide kavels (I en II) geldt daarmee dat alternatief 1 (117 kleine turbines) vanwege het effect van kimduiking op een afstand van 44 km volledig achter de horizon verdwijnt. Voor alternatief 2 (35 grote turbines) is dit 61 km.



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 liggen[5]. Dit betekent dat een voorwerp van 1 m breed omgerekend nog zichtbaar is op 10 km. Een windturbinemast van 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.

Dit 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 gehanteerd als *worst case*.

[5] Shang, H. and Bishop, I.D., 2000

Tabel 2.2 Afmetingen turbineonderdelen 3 MW turbine (uitgangspunt Vestas V100)

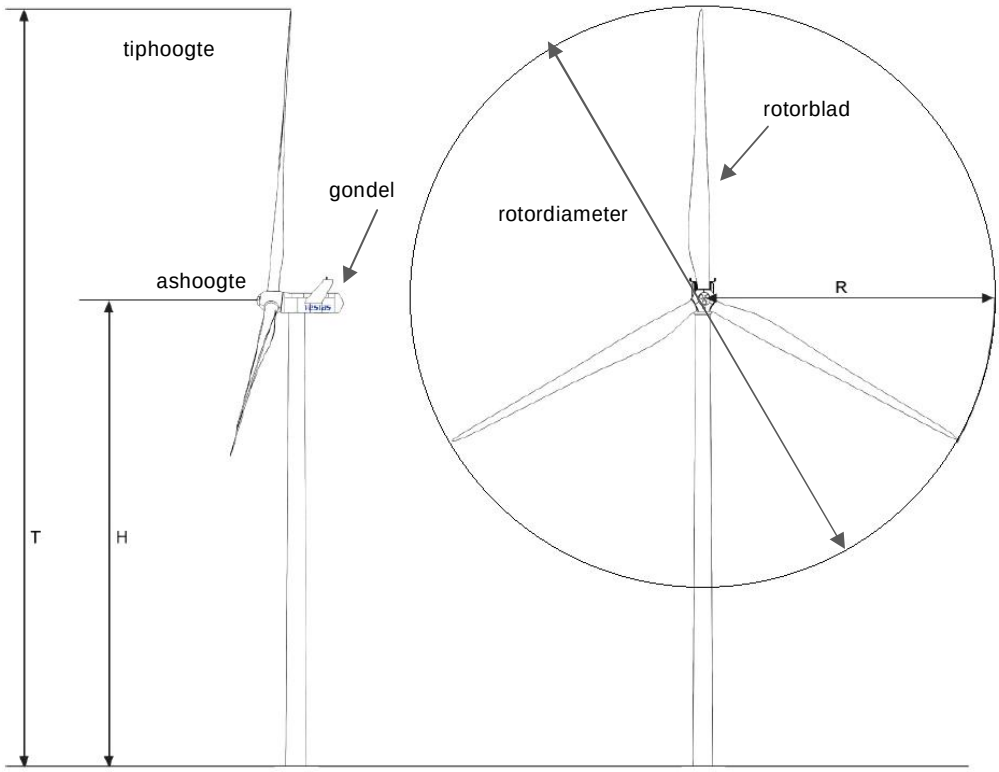
Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel [m]*	Op max. hoogte (m)
Mast (maximale Ø)	4,0	75,0
Gondel (hoogte)	4,2	80,0
Rotorbladen (max. breedte)	3,9	+/- 100,0
Rotortip	0,5	125,0

* Bron: Vestas, 2014

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	250,0

* 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 windturbines[6]. 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 worden in de tabellen 2.4 en 2.5 weergegeven.

Tabel 2.4 Theoretische zichtbaarheid turbine 3 MW (Vestas V100)

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel [m]	Theoretisch zichtbaar tot (km):
Mast (maximale Ø)	4,0	40
Gondel (hoogte)	4,2	42
Rotorbladen (max. breedte)	3,9	39
Rotortip	0,5	5

Tabel 2.5 Theoretische zichtbaarheid turbine 10 MW (fictief)

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.

Voor beide kavels geldt daarmee dat alternatief 1 (117 kleine turbines) op basis van alleen de beperkingen van de visus van het menselijk oog zichtbaar is tot maximaal 42 km en alternatief 2 (35 grote turbines) tot 100 km. Deze afstand is echter slechts theoretisch, aangezien kimduiking eerder zorgt voor het verdwijnen van de turbine achter de horizon.

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 verkleinen[7]. Het KNMI berekent uit dagelijkse metingen voor 26 weerstations in Nederland de maximale zichtafstand. Voor dit project is gekozen voor data die beschikbaar zijn van weerstation 310 Vlissingen, aangezien dit het dichtstbijzijnde weerstation betreft. De langjarige gemiddelden gemeten over 1955 - 2014 voor station Vlissingen zijn in tabel 2.6 opgenomen.

[7] KNMI (2012)



Figuur 2.4 Weerstation KNMI Vlissingen Haven (Bron: KNMI, 2014)

Tabel 2.6 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand, KNMI station Vlissingen periode 1954-2014.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	81,6 %	298
> 10 km	61,5 %	225
> 20 km	29,3 %	107
> 30 km	6,9%	25

Het equivalent in aantal dagen betreft de aaneengesloten 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 en met 30 september zijn meegenomen. Deze periode is gekozen op basis van het door de provincie Zeeland vastgestelde zwemseizoen[8]. Dit is in tabel 2.7 weergegeven.

[8] Gedeputeerde Staten Zeeland: Besluit van Gedeputeerde Staten van Zeeland van 4 februari 2014, tot vaststelling van de potentiële zwemplekken Zeeland 2014.

Tabel 2.7 Langjarige jaarlijkse gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 30/09), KNMI station Vlissingen periode 1954-2014.

Zichtafstand	Percentage van de tijd	Equivalent in aantal dagen
> 5 km	89,6 %	137
> 10 km	72,0 %	110
> 20 km	38,0 %	58
> 30 km	10,4 %	16

De zichtcijfers van het KNMI worden 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 tabel 2.8 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 2.8 Langjarig gemiddelde zichtafstand zomerperiode (01/05 – 30/09) tussen 7.00 's ochtends en 21.00 uur 's avonds, KNMI station Vlissingen periode 1954-2014.

Zichtafstand	Percentage van de tijd tussen zonsopkomst en zonsondergang
> 5 km	91,8 %
> 10 km	75,6 %
> 20 km	42,1 %
> 30 km	12,8 %

De percentages voor de zomerperiode en dagperiode verschillen, aangezien door de filtering de periode tussen 21:00 – 07:00 uur uit de dataset zijn verwijderd. De gemiddelde maximale zichtafstand ligt gedurende de dagperiode een paar procent hoger dan wanneer het gehele etmaal wordt meegenomen.

2.4 Kavel I en II Borssele resultaten meteorologische zichtbaarheid

Op basis van de voorgaande analyses zijn voor de beide kavels (I en II), die zich op respectievelijk minimaal 24 en 27 km uit de kust bevinden, de volgende getallen af te leiden voor meteorologische zichtbaarheid:

Tabel 2.9 Gemiddelde zichtbaarheid van kavel Borssele in de zomerperiode (mei – september)

Kavel	Zichtafstand	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd (dagperiode)
I	27 km	11,5%	18	14,7 % (circa 2 uur)
II	24 km	22,4%	34	27,2 % (circa 4 uur)

Deze getallen zijn van toepassing op een persoon die zich op het dichtstbijzijnde strand bevindt ten opzichte van het windpark (Westkapelle of Domburg). Voor grotere afstanden nemen de percentages sterk af.

Zo is de zichtbaarheid vanuit Burgh Haamstede (op circa 38 km afstand van kavel II), minder dan 2% van de tijd. Vanuit Ouddorp is het windpark, uitgaande van perfecte omstandigheden, slechts 0,3% van de tijd zichtbaar. In tabel 2.10 en 2.11 wordt het percentage van de tijd dat de respectievelijk kavel I en II 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.

Tabel 2.10: Gemiddelde zichtbaarheid kavel I in de zomerperiode (mei – september)[9]

Locatie	Zichtafstand	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd (dagperiode)
Westkapelle	27 km	11,5%	18	14,3 % (circa 2:10 uur)
Domburg	29 km	10,6%	16	13,2 % (circa 1:55 uur)
Knokke Heist	39 km	2,0%	3	2,6 % (circa 24 min)
Cadzand Bad	40 km	2,0%	3	2,6 % (circa 24 min)
Burgh Haamstede	38 km	2,0%	3	2,6 % (circa 24 min)
Ouddorp	50 km	0,3%	0	0,3 % (circa 2:40 min)

Tabel 2.11: Gemiddelde zichtbaarheid kavel II in de zomerperiode (mei – september)

Locatie	Zichtafstand	Percentage van de tijd (zomerperiode)	Omgerekend aantal dagen	Percentage van de tijd (dagperiode)
Westkapelle	24 km	22,4%	34	27,2 % (circa 4 uur)
Domburg	27 km	11,5%	18	14,3 % (circa 2:10 uur)
Knokke Heist	29 km	10,6%	16	13,2 % (circa 1:55 uur)
Cadzand Bad	34 km	3,4%	5	4,7 % (circa 42 min)
Burgh Haamstede	39 km	2,0%	3	2,6 % (circa 24 min)
Ouddorp	52 km	0,3%	0	0,3 % (circa 2:40 min)

2.5 Effectbepaling zichtbaarheid gecombineerd

Naar aanleiding van voorgaande deelanalyses, wordt vervolgens gekeken naar het verschil tussen kavel I en II en de onderzochte alternatieven (klein en groot) in turbineafmetingen. Bepaald wordt of deze van elkaar onderscheidend zijn.

Horizontale beeldhoek

De alternatieven (groot en klein) zijn niet onderscheidend met betrekking tot de horizontale beeldhoek. Dit komt doordat in alle gevallen de volledige kavel wordt gebruikt voor het plaatsen van de turbines. De horizontale beeldhoeken zoals aangegeven in de voorgaande paragraaf gelden voor beide alternatieven (klein en groot).

Kimduiking

Voor beide alternatieven verdwijnt door de kimduiking een bepaald deel van het windpark achter de horizon. Uitgaande van de dichtstbijzijnde kustlocatie per kavel, respectievelijk 24 kilometer (kavel II) en 27 km (kavel I), verdwijnt 30m c.q. 40m 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 (klein en groot). Het alternatief met 117 kleine turbines wordt op een afstand van 44 km geheel aan het zicht onttrokken door kimduiking, ongeacht welke kavel wordt gekozen. Het alternatief met 35 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 (groot en klein) betekent een verschil van de theoretische zichtbaarheid van het offshore windpark. Grotere objecten zijn immers be-

[9] De verschillen tussen kavel I en II zijn in de praktijk naar verwachting beperkter, dit is vanwege afronding (interpolatie) in de brondata van het KNMI.

ter zichtbaar. Theoretisch is het verschil aanzienlijk. Voor het alternatief met de kleine turbines geldt een maximale zichtafstand van 42 km, voor de grote turbines maximaal 100 km. Dit wordt in de praktijk echter nooit gehaald vanwege andere beperkingen (kimduiking, meteorologische omstandigheden).

In tabel 2.12. worden de verschillen in theoretische zichtbaarheid tussen de alternatieven weergegeven.

Tabel 2.12: Alternatieven in relatie tot kimduiking en de visus

	Tiphoogte turbine (m)	Verdwijnafstand kimduiking (km)	Max. afmeting onderdelen (m)	Verdwijnafstand door prestatie menselijke visus (km)	Max zichtafstand (kimduiking + visus) (km)
Alternatief 1	125	44	4,2	42	42
Alternatief 2	250	61	10,0	100	61

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 (> 42 km). De onderzochte ondergrens (kleinste turbines) zijn dan niet meer zichtbaar, terwijl de grote turbines wel zichtbaar zullen zijn.

Meteorologische zichtbaarheid

Het verschil in turbine afmetingen speelt bij dit aspect geen rol, slechts de afstand tot de kust is leidend. Daarmee zijn alternatieven (kleine en grote turbines) niet onderscheidend. Wel is er verschil tussen de kavels I en II ten aanzien van dit aspect. Vanaf het dichtstbijzijnde punt langs de kust is kavel I maximaal 14,3% van de tijd (zomerperiode overdag) zichtbaar. Kavel II daarentegen is maximaal 27,2% van de tijd (zomerperiode overdag) zichtbaar.

2.6 Effectbepaling zichthoeken

De horizontale beeldhoek is het aantal graden in horizontale zin dat het windpark beslaat in het beeld van 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 strandbezoeker, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. De breedte die het windpark in het beeld van de strandbezoeker inneemt, is mede bepalend voor de dominantie van het windpark in dat beeld. Dit is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer relevant[10]. 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.

Vanaf de Nederlandse kust is het op de meeste plaatsen niet mogelijk een vol zicht van 180° op de horizon te hebben. De gebogen kustlijn van Nederland belemmert dit (Nierman et al, 2010). Dit geldt echter niet op alle Zeeuwse eilanden. Daarom wordt in dit geval voor het zichtbeeld van de strandbezoeker de volledige 180° gehanteerd. Onderzocht wordt in hoeveel graden van dit beeld het windpark zichtbaar is, vervolgens wordt een percentage van het totale beeld gegeven.

De horizontale beeldhoek heeft alleen invloed op het beeld van de kustbezoeker wanneer objecten tot op 30 kilometer gelegen zijn. Om deze reden zijn alleen voor Westkappele, Domburg en Knokke-Heist de horizontale beeldhoeken bepaald. Deze zijn weergegeven in tabel 2.13, voor de kavels apart alsmede voor beide kavels in cumulatie. In deze berekening zijn de bestaande windparken C-Power en Belwind niet meegenomen, noch de toekomstige windparken in België, die mogelijk een deel van het zicht vanaf de Belgische kust afschermen. Hierna wordt de maximale horizontale beeldhoek van het windpark in kavel I, II en in cumulatie weergegeven.

[10] Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

Alternatief I en II (kleine en grote turbines) zijn niet onderscheidend, aangezien altijd het volledige kavelvlak gevuld wordt.

Tabel 2.13: Horizontale beeldhoek vanuit 3 kustplaatsen

Locatie	Zichtafstand		Beeldhoek Windpark			% van beeld		
	Kavel I	Kavel II	Kavel I	Kavel II	Kavel I+II	Kavel I	Kavel II	Kavel I+II
Westkapelle	27 km	24 km	13,4 ^{0}	26,7 ^{0}	41,0 ^{0}	7,4%	14,9%	22,8%
Domburg	29 km	27 km	12,8 ^{0}	25,4 ^{0}	40,3 ^{0}	7,1%	14,1%	22,4%
Knokke Heist	39 km	29 km	13,1 ^{0}	17,2 ^{0}	20,7 ^{0}	7,3%	9,6%	11,5%

In figuur 3 in bijlage 2 is een kaartbeeld opgenomen met daarin de horizontale beeldhoek van de in tabel 2.13 genoemde kustplaatsen.

3 Conclusie

Voor het kavelbesluit Borssele I en II is een zichtbaarheidsanalyse gemaakt. Uit de analyse blijkt dat de kavels zoals voorgenomen maximaal 14,9% van de horizon in beslag neemt. Dit zal waarneembaar zijn vanaf Westkapelle en Domburg.

Het windpark is in alternatief 2 (35 grote turbines) theoretisch zichtbaar tot op een afstand van 61 kilometer. De theoretische zichtbaarheid houdt echter geen rekening met de meteorologische omstandigheden. De meteorologische omstandigheden vormen de voornaamste beperkende factor in de zichtbaarheid van een offshore windpark.

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 II (op 24 km), gedurende circa 27 % van de tijd minimaal één windturbine van het windpark kan zien. Voor kavel I (op 27 km) is dit gemiddeld 14% van de tijd. Omgerekend in aantal dagen per toeristenseizoen (1 mei t/m 30 september) is dit gemiddeld 18 dagen per seizoen voor kavel I en 34 dagen voor kavel II. Op deze afstanden speelt het onderzochte alternatief (grote of kleine turbines) geen rol.

Deze percentages gelden voor de plek met de kortste afstand tot de kavel (Westkapelle/Domburg). Wanneer bijvoorbeeld vanuit badplaatsen die verder van de kavels zijn gelegen wordt gekeken, neemt dit percentage sterk af. Vanuit Cadzand Bad en Burgh Haamstede is het windpark bijvoorbeeld minder dan 5 % van de tijd zichtbaar, dit zijn 5 dagen per toeristenseizoen. Op afstanden van meer dan 42 km zal het aspect kimduiking er tevens voor zorgen dat alternatief I (kleine turbines) niet meer zichtbaar is.

Omdat op afstanden boven 30 km niet meer kan worden gesproken van een relevante zichtbaarheid, worden deze verschillen als niet significant beoordeeld.

Maximaal 14,9% van het beeld kan worden gevuld met windturbines als vanuit Westkapelle naar het windpark wordt gekeken. Op andere plaatsen aan de kust is dit minder.

Bijlage 1

Coördinaten kavels

Coordinaten

De hoekpunten van de kavels hebben de volgende coördinaten (ETRS 1989 UTM Zone N31):

Hoekpunten kavel I		
Punt	**X**	**Y**
1	505263,08218	5737609,79174
2	506117,06710	5736391,68895
3	506562,80169	5735755,90424
4	507008,53637	5735120,11941
5	507345,86718	5734638,95916
6	508107,21891	5733552,98602
7	509706,85988	5731271,29802
8	508974,49278	5727282,45040
9	508946,79045	5727128,76849
10	503751,40272	5729569,67281
11	503281,10354	5729790,62943
12	502812,32980	5730010,86936
13	502815,49140	5730027,83890
14	502812,27232	5730010,89637
15	502812,32980	5730010,86936
16	501736,08390	5724234,24390
17	501726,28550	5724189,23920
18	501716,95530	5724148,42210
19	501706,22470	5724105,57350
20	501694,23610	5724058,11970
21	501691,06830	5724044,81760
22	501689,01760	5724035,20970
23	501679,70640	5723989,38530
24	501669,89160	5723943,14340
25	501667,08220	5723928,89100
26	501666,86640	5723927,69720
27	501658,64730	5723881,92290
28	501649,92670	5723836,13380
29	501649,18460	5723832,14940
30	501648,83570	5723830,21160
31	501641,36800	5723788,25790
32	501632,77110	5723746,69190
33	501630,49460	5723734,98220
34	501628,20730	5723721,35310
35	501620,84080	5723673,40710
36	501620,44290	5723670,77070
37	501613,97810	5723627,14590
38	501611,44720	5723611,90770

39	501605,79100	5723592,08110
40	501601,41655	5723575,69950
41	501597,60005	5723559,17900
42	501594,34590	5723542,53860
43	501232,37530	5721638,87260
44	501229,17660	5721625,44790
45	501225,61460	5721608,08910
46	501216,65880	5721560,14530
47	501216,24370	5721557,89460
48	501214,93170	5721550,36160
49	501208,28110	5721510,20180
50	501207,00240	5721502,84480
51	500939,69650	5720078,00350
52	500937,53650	5720067,66590
53	500928,04590	5720019,71990
54	500926,61550	5720012,19100
55	500924,96870	5720002,61920
56	500917,54180	5719956,79170
57	500909,77970	5719912,28420
58	500767,37950	5718909,12690
59	500761,58150	5718860,75910
60	500760,68370	5718852,71920
61	500755,67810	5718804,35150
62	500755,52230	5718802,82340
63	500754,44140	5718790,53070
64	500751,12990	5718746,67750
65	500747,63740	5718710,09070
66	500743,02430	5718674,20240
67	500736,51780	5718630,82960
68	500729,23050	5718583,07570
69	500728,38810	5718577,33190
70	500721,51580	5718528,41530
71	500719,83800	5718515,19650
72	500714,30480	5718466,40540
73	500671,20840	5717862,07960
74	500671,32720	5717857,29060
75	500672,44140	5717819,64930
76	500672,44890	5717790,86470
77	500670,79020	5717751,34700
78	500670,53010	5717743,78210
79	500669,22340	5717695,05230
80	500660,50020	5716728,98280
81	500662,38850	5716685,64150
82	500663,25200	5716645,89940
83	500663,50560	5716601,12050

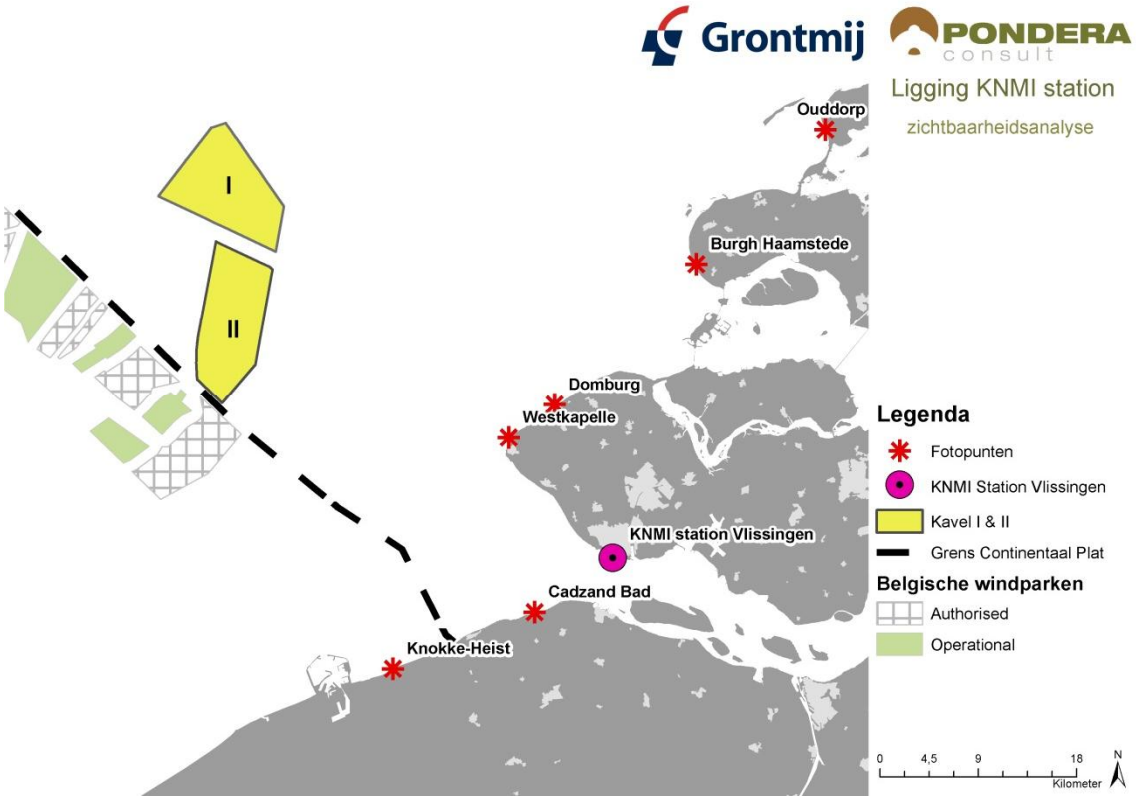
84	500663,59770	5716593,94790
85	500663,62190	5716592,80350
86	500664,69120	5716544,86140
87	495704,12033	5721319,51550
88	495643,93671	5721377,80732
89	496329,23807	5722536,60151
90	499528,49155	5727946,30382
91	500430,99473	5729472,37032
92	501296,35624	5730723,10618
93	501396,74595	5730858,48638
94	501500,61204	5730998,55595
95	501543,56781	5731056,48454
96	501545,38691	5731058,94821
97	502838,12357	5732817,24274
98	503111,92033	5733189,64291
99	504481,13250	5733472,61540
100	504785,73859	5735063,52496
101	505263,08218	5737609,79174
102	505263,00310	5737609,90455
103	505263,81080	5737613,76220
104	505263,98241	5737614,59479
105	505263,98241	5737614,59479
106	505267,57750	5737633,77600
107	505264,44610	5737616,84450

Hoekpunten kavel II		
Point	**X**	**Y**
1	504373,703	5738878,38
2	504391,228	5738853,383
3	504463,2934	5738750,591
4	504861,8745	5738182,064
5	504892,0616	5738139,006
6	505045,2864	5737920,45
7	505263,0031	5737609,905
8	505392,8951	5737424,63
9	505873,0991	5736739,679
10	506117,0671	5736391,689
11	506562,8017	5735755,904
12	507008,5364	5735120,119
13	507345,8672	5734638,959
14	508107,2189	5733552,986
15	509706,8599	5731271,298
16	508948,6399	5727139,028
17	508946,7905	5727128,768

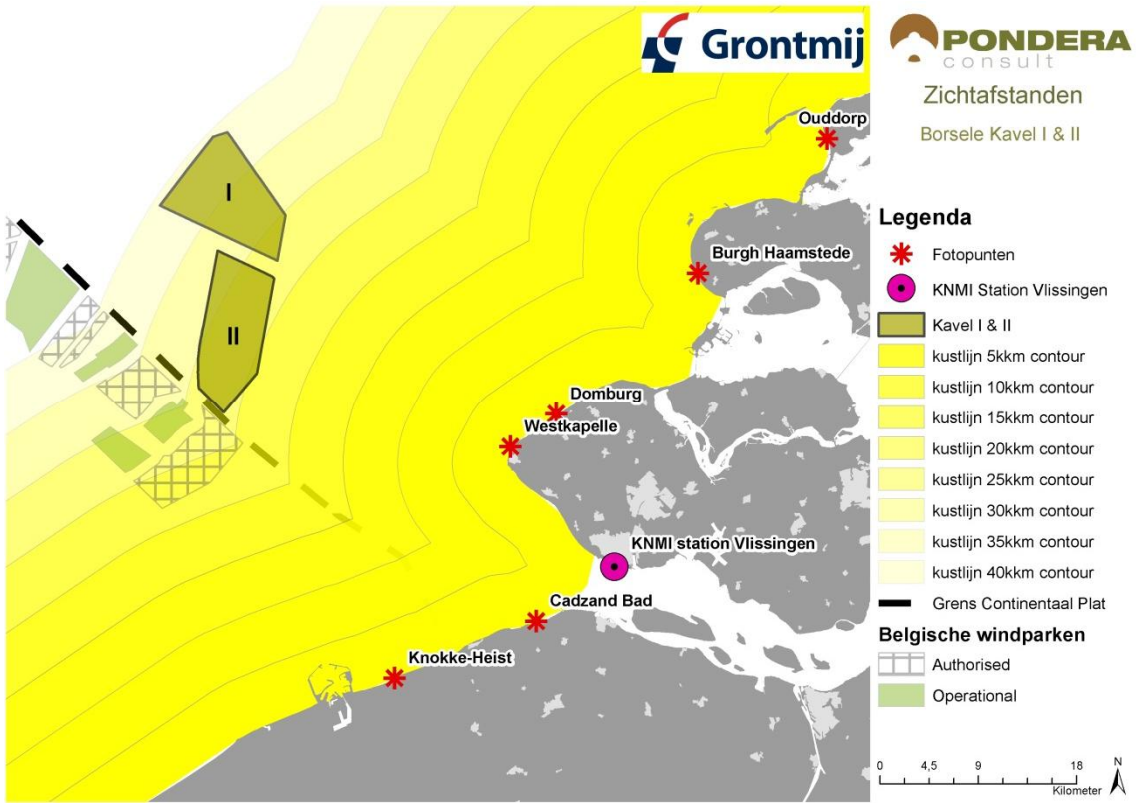
18	504438,79	5729246,724
19	503751,4027	5729569,673
20	503281,1035	5729790,629
21	502812,2723	5730010,896
22	501296,3562	5730723,106
23	498196,5632	5732177,437
24	498197,8114	5732178,869
25	498208,5983	5732191,736
26	498218,9306	5732204,972
27	498228,7957	5732218,559
28	498232,4606	5732223,148
29	498242,6971	5732236,418
30	498247,6801	5732243,235
31	498255,1632	5732252,76
32	498257,8068	5732256,227
33	498261,1632	5732260,37
34	498262,8656	5732262,487
35	500646,1452	5735394
36	500649,7173	5735398,509
37	500651,9845	5735401,433
38	500653,0884	5735402,753
39	500658,7456	5735409,419
40	500669,3394	5735422,335
41	500679,496	5735435,596
42	500684,2819	5735442,067
43	500686,6091	5735445,068
44	500691,5845	5735451,307
45	500695,8404	5735456,719
46	500703,7358	5735466,904
47	500709,5195	5735474,514
48	500712,8005	5735478,969
49	500715,433	5735482,585
50	500716,6133	5735484,107
51	500721,6214	5735490,388
52	500725,7861	5735495,685
53	500731,6199	5735503,207
54	500736,6231	5735509,482
55	503053,1674	5738460,649
56	503052,693	5738460,031
57	503052,1936	5738459,379
58	503046,7356	5738451,989

Bijlage 2

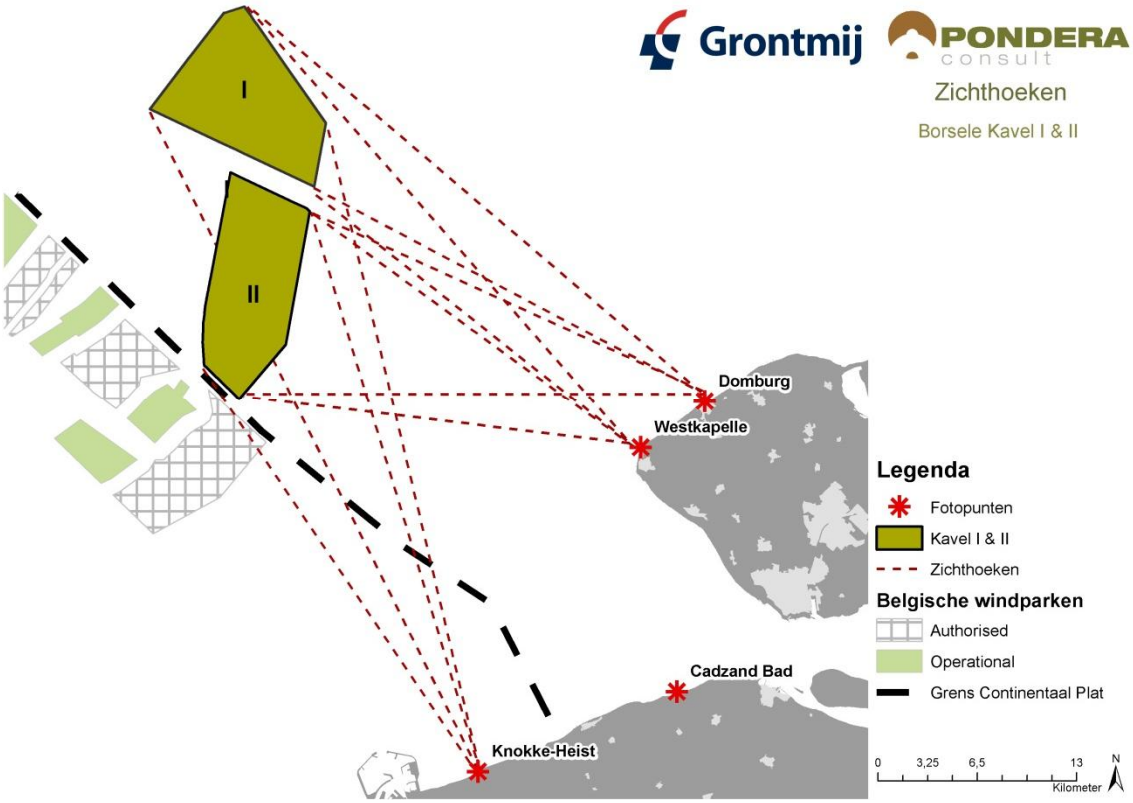
Gebruikte afkortingen en begrippen



Figuur 1 *Ligging KNMI station Vlissingen*



Figuur 2 *Afstand kavels t.o.v. kustlijn*



Figuur 3 Horizontale beeldhoeken Borssele I en II

Bijlage 6

Veiligheidsstudie scheepvaartveiligheid



EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR WINDENERGIEGEBIED BORSSELE

Veiligheidsstudie voor kavels I en II

Eindrapport

Rapport Nr. : 27894-1-MSCN-rev.4
Datum : 19 maart 2015

Paraaf Management:

MARIN
P.O. Box 28

6700 AA Wageningen
The Netherlands

T +31 317 47 99 11
F +31 317 49 32 45

E mscn@marin.nl
I www.marin.nl

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID VOOR WINDENERGIEGEBIED BORSSELE

Veiligheidsstudie voor kavels I en II

Opdrachtgever : Grontmij Nederland B.V.
De Holle Bilt 22
3732 HM De Bilt

Revisienr.	Status	Datum	Auteur
0	Concept	9 januari 2015	L. van Schaijk, Y. Koldenhof
1	Concept	15 januari 2015	L. van Schaijk, Y. Koldenhof
2	Concept	23 februari 2015	L. van Schaijk, Y. Koldenhof
3	Eind	16 maart 2015	L. van Schaijk, Y. Koldenhof
4	Eind	19 maart 2015	L. van Schaijk, Y. Koldenhof

INHOUDSOPGAVE

Pag.

OVERZICHT VAN TABELLEN EN FIGUREN 4

1 INLEIDING 7

2 DOELSTELLING 7

3 WERKWIJZE 8
3.1 SAMSON 8
3.2 Effect van het windpark 10
3.3 Modelinvoer en uitgangspunten 11
3.3.1 Verkeer 11
3.3.2 Gebruikte modellen 13
3.4 Gevolgschade 13
3.4.1 Schade aan windturbine en schip 14
3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel 16
3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur 16
3.6 Cumulatieve effect 17
3.7 Kruisende scheepvaart 18

4 RESULTATEN 30
4.1 Kavel I 30
4.1.1 Locatie, scenario's en configuraties 30
4.1.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken 32
4.1.3 Gevolgschade 33
4.1.3.1 Schade aan het schip 33
4.1.3.2 Schade aan de windturbines 33
4.1.3.3 Milieuschade 34
4.1.3.4 Persoonlijk letstel 35
4.2 Kavel II 36
4.2.1 Locatie, scenario's en configuraties 36
4.2.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken 37
4.2.3 Gevolgschade 38
4.2.3.1 Schade aan het schip 38
4.2.3.2 Schade aan de windturbines 38
4.2.3.3 Milieuschade 38
4.2.3.4 Persoonlijk letsel 39
4.3 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur 40
4.3.1 Aantal aanwezige schepen 41
4.3.2 Veiligheid 41
4.3.3 Economisch effect 41
4.3.4 Emissies 41
4.4 Het effect van het werkverkeer op het risico 42
4.5 Het cumulatieve effect 43
4.6 Radardekking van de Nederlandse havens 43
4.7 Kruisende scheepvaart 43
4.7.1 Ontmoeting tussen schepen op de doorgaande vaarroutes 44
4.7.2 Ontmoeting met een schip komend uit de corridor 44
4.7.3 Ontmoeting met een schip <24 m dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat in oostelijke richting 49

4.7.4 Ontmoeting van een schip <24 m dat de corridor “oversteekt” van Kavel I naar Kavel II (of vice versa) met een schip varend door de corridor 49
4.8 Effecten scheepvaartveiligheid bij het openstellen van kavels I en II 50
4.8.1 Aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout 50
4.8.2 Aandrijving met een windturbine als gevolg van een motor- of stuurstoring 50
4.8.3 Schade als gevolg van een aanvaring/aandrijving 52

5 MAATREGELEN 53
5.1 Gebruik van AIS 53
5.2 Inzet van een ETV (Emergency Towing Vessel) 53
5.3 Autonome ontwikkeling uitstroom van olie 54

6 CONCLUSIES 56
6.1 Kavel I 56
6.2 Kavel II 57
6.3 Overige effecten 58

REFERENTIES 59

APPENDIX A1: A1
Resultaten windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW) A1

APPENDIX A2: A7
Resultaten windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW) A7

APPENDIX B1: B1
Resultaten windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW) B1

APPENDIX B2: B7
Resultaten windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW) B7

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. 15
Tabel 4-1 Overzicht van alle verkeersscenario’s 30
Tabel 4-2 Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Borssele Kavel I 32
Tabel 4-3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor windpark Borssele Kavel I per variant 33
Tabel 4-4 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor windpark Borssele Kavel I per variant 33
Tabel 4-5 Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie 34
Tabel 4-6 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine 35
Tabel 4-7 Overzicht van alle verkeersscenario’s 36
Tabel 4-8 Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Borssele Kavel II 36
Tabel 4-9 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor windpark Borssele Kavel II per variant 37

Tabel 4-10 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor windpark Borssele Kavel II per variant 38
Tabel 4-11 Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie 39
Tabel 4-12 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine 40
Tabel 4-13 Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid van kavels I en II van het windenergiegebied onder het verkeersscenario “Borssele kavels I en II” op de scheepvaart binnen de EEZ 42
Tabel 4-14 Benodigde afstand voor het maken van een rondtorn van drie types maatgevende schepen die door de corridor mogen varen .. 45

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW) 1
Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel I variant 1 (3MW) 4
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen 4
Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW) 4
Tabel A1-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel I variant 1 (3MW) 5
Tabel A1-6 Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine 5
Tabel A1-7 Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine 6
Tabel A1-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine 6
Tabel A1-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine 6
Tabel A1-10 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt 6

Tabel A2-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW) 7
Tabel A2-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel I variant 2 (10MW) 8
Tabel A2-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen 9
Tabel A2-4 Schade aan het totale windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW) 9
Tabel A2-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel I variant 2 (10MW) 10
Tabel A2-6 Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine 10
Tabel A2-7 Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine 10
Tabel A2-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine 10
Tabel A2-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine 11
Tabel A2-10 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt 11

Figuren:

Figuur 3-1 Systeemdiagram SAMSON 9
Figuur 3-2 Figuren van de verschillende bezwijkvormen. 14
Figuur 3-3 Windpark gezien vanaf het eigen schip 19
Figuur 3-4 Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld 19
Figuur 3-5 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks (I) ... 22
Figuur 3-6 Opstelling windturbines in dichte opstelling versprongen (II) 22
Figuur 3-7 Opstelling versprongen maar net als II maar 90º gedraaid (III) 23
Figuur 3-8 Opstelling vierkant als I maar dan 45º gedraaid (IV) 23
Figuur 3-9 Schaduwstukken > 10 m, > 20 m en > 30 m 24
Figuur 3-10 Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk 25
Figuur 3-11 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 500 m 26
Figuur 3-12 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 1000 m 26
Figuur 3-13 Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, afstand tussen turbines 580 m en vaarafstand 500 m 27
Figuur 3-14 Schaduw > 10 m, > 20 m en > 30 m lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse 28
Figuur 3-15 Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk voor de gevoeligheidsanalyse 29
Figuur 4-1 Verkeerssituatie voor 2020 in het nul-alternatief waarin alle Belgische windparken worden afgesloten maar het verkeer geen rekening hoeft te houden met windenergiegebied Borssele. De weergegeven kavels zijn de contouren van het park bij 3MW turbines. 31
Figuur 4-2 Verkeerssituatie voor 2020 voor het scenario waarin kavels I en II van windenergiegebied Borssele afgesloten zijn voor verkeer, net als het windenergiegebied aan de Belgische zijde. De weergegeven kavels zijn de contouren van het park bij 3MW turbines. 31
Figuur 4-3 Verkeerssituatie rond Kavel I en Kavel II van windenergiegebied Borssele. De kavels weergeven zijn de contouren van het park bij 3MW turbines. 45
Figuur 4-4 Twee schepen die elkaar kruisen op 500m van het park, inrichtingsvariant K2_3MW 46
Figuur 4-5 Twee schepen die elkaar kruisen op 500m van het park, inrichtingsvariant K2_10MW 46
Figuur 4-6 Aantallen schaduwstukken >10 m, >20 m en >30 m voor een oostwaarts varend schip kruisend met een noordwaarts varend schip. 47
Figuur 4-7 Aantallen schaduwstukken >40 m, >50 m en van maximale lengte voor een oostwaarts varend schip kruisend met een noordwaarts varend schip 48

Figuur A1-1 Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW) 1
Figuur A1-2 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer) ... 5

Figuur A2-1 Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW) 7
Figuur A2-2 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer) ... 9

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 kavels I en II van het offshore windenergiegebied Borssele die het MARIN in opdracht van Grontmij heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportages (MER) welke door Grontmij zullen worden 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. In afwijking van andere veiligheidsstudies is het cumulatieve effect door andere aanwezige windparken in deze studie opgenomen als basissituatie, en niet als extra beschouwing. De nieuwe routestructuur houdt namelijk al rekening met mogelijke toekomstige parken.
De resultaten van de veiligheidsstudie voor kavels I en II van het windenergiegebied Borssele worden gegeven in Hoofdstuk 4. In Hoofdstuk 5 wordt ingegaan op eventuele maatregelen die het risico voor de scheepvaart kunnen verkleinen. Hoofdstuk 6 bevat de conclusies van de studie.

2 DOELSTELLING

Het doel van de studie is om voor twee inrichtingsvarianten van Kavel I en van Kavel II van windenergiegebied Borssele 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 routestructuur. Voor deze berekeningen wordt er aangenomen dat er geen verkeer wordt toegelaten in of tussen de kavels.

Aanvullend worden de effecten van het in- en uitvaren van een mogelijke corridor tussen kavels I en II, de effecten op overig kruisend verkeer en de effecten op de scheepvaartveiligheid bij het openstellen van de kavels voor schepen tot 24 meter kwalitatief beschouwd. De directe effecten van deze corridor worden in een separate studie beschouwd.

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.

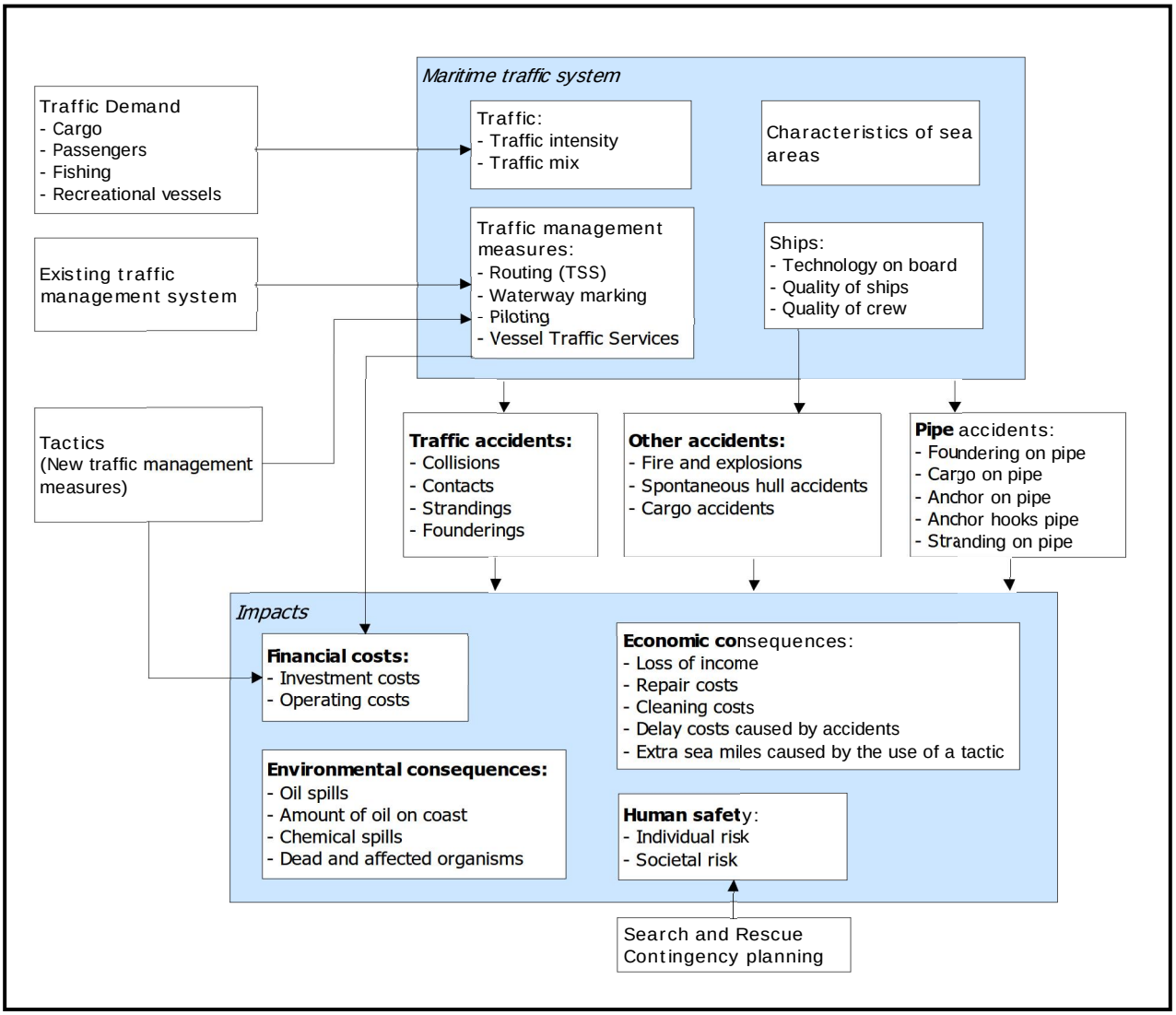
3.1 SAMSON

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 letstel.

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 ongevalskansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok “Impacts” bevat de sub-blokken waarmee de consequenties bepaald worden van de ongevallen.



Figuur 3-1 Systeemdiagram SAMSON

3.2 Effect van het windpark

De aanleg van een windpark heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windpark, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windpark op minimaal 500 meter afstand passeren. 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 beïnvloed wordt, 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 ongevalskansmodellen 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 koopvaardijschepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

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 wegennetwerk op het land. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen aangezien men overal mag varen, zolang men de regels in acht neemt. 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 een aantal toekomstige windparken. Daarnaast wordt er uitgegaan van de volledige afsluiting van het windenergiegebied aan de Belgische zijde; doorvaart is hier niet mogelijk.
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 varend van vertrekpunt A naar bestemming B uit 2012 gerouteerd over de huidige routestructuur.

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 beide windparklocaties (kavels I en II) wordt één aangepaste verkeersdatabase gegenereerd, waarbij ervoor wordt gezorgd dat het *routegebonden* verkeer niet door kavels I en II van het windenergiegebied Borssele vaart. Beide kavels worden afgesloten van verkeer aangezien ze onderdeel zijn van het aangewezen windenergiegebied Borssele en het waarschijnlijk is dat bij een toekomstig kavelbesluit beide kavels mogen worden gerealiseerd en niet slechts een van de twee. De aanvaar- en aandrijfkansen voor de turbines worden alleen bepaald voor de aangepaste verkeersdatabase, de database waarbij beide kavels vrijgemaakt zijn van 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 het VerkeersOnderzoek NOordzee Visuele Identificatie (VONOVI). VONOVI 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 VONOVI-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.

Binnenkort kan een betere verdeling van deze scheepvaart bepaald worden aangezien steeds meer niet-routegebonden schepen al dan niet verplicht zijn uitgerust met een AIS-transponder. Voor de tussenfase is voor de visserij op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) gebruik gemaakt van de Vessel Monitoring Through Satellite (VMS) gegevens van 2009 van Nederlandse vissersschepen op het NCP. VMS-gegevens zijn satellietgegevens met informatie over de verspreiding van de visserijvloot door de tijd. Vissersschepen groter dan 15m waren in dat jaar VMS-plichtig. Aangezien de VMS-gegevens gevoelige informatie bevatten, kon de data alleen anoniem voor de Nederlandse vloot ter beschikking worden gesteld. Het aandeel van de Nederlandse vloot op het NCP is 80%. Daarom zijn de cijfers vermenigvuldigd met 1.25. Door een koppeling met EU-logboeken (VIRIS database) is de scheepslengte achterhaald. De activiteit van een schip op het moment van registratie (varend of vissend) is vastgesteld op basis van de vaarsnelheid, het vistuig en in sommige gevallen het motorvermogen van het schip.

Voor de berekeningen van het niet-routegebonden verkeer wordt voor het NCP en BCP gebruik gemaakt van de verkeersdichtheid voor de visserij, supply-, werk- en recreatievaart op basis van de VONOVI-vluchten van 1999-2001. Voor het NCP is

hierbij de verkeersdichtheid voor de visserij vervangen door de VMS-gegevens van 2009. Deze VMS-gegevens, in vergelijking met de visserijgegevens van de VONOVI-vluchten, toonden aan dat er sinds 2000 een daling van 40% in de visserijbeweging heeft plaatsgevonden. Deze inkrimping van 40% in de 9 jaar tussen 2000 en 2009 wordt ook voor het Belgische deel van de Noordzee als realistisch ervaren door experts en is daarom voor het BCP ingebracht in de scenario's in deze studie. Aangezien het niet bekend is hoe de visserij zich verder ontwikkelt is er geen verdere afname van de visserij gemodelleerd. Het overgrote deel van de niet-routegebonden scheepvaart bestaat uit vissers.

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)
    - o als gevolg van een navigatiefout (ramming)
    - o 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
    - o als gevolg van een navigatiefout (ramming)
    - o 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.

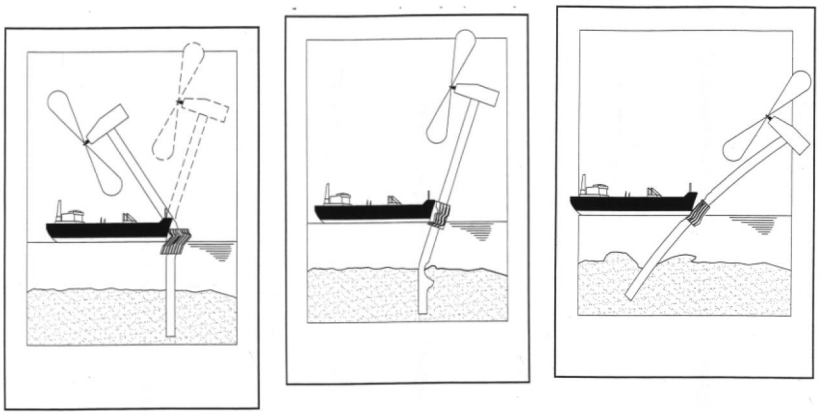
Van de schepen welke in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de maximale energie aanwezig in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis 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.
Bij aandrijving van een windturbine wordt geen milieuschade verwacht omdat de windturbine zodanig is opgebouwd dat er geen uitsteeksels zijn die de huid van het tegen de windturbine drijvende schip beschadigen.
Persoonlijk letsel en milieuschade zijn voor een aanvaring/aandrijving alleen te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt (“Gosmos” in Tabel 3-1).
Wel komt er 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).

Tabel 3-1 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip.

Bezwijk-vormen	Scheepsgrootte (GT)	**Aanvaring (rammen)**						**Aandrijving (driften)**					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenschips (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
			Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos [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						
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

[1] GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel

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 (met uitzondering van reparatie/onderhoudsvaartuigen). Hierbij wordt aangenomen dat er geen doorvaart toegestaan wordt (voor een kwalitatieve beschouwing voor het wel toelaten van verkeer kleiner dan 24 meter zie 4.7 en 0). 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 CO_2-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 twee 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 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 kavels I en II gecumuleerd over kavels III en IV; de routestructuur voor kavels I en II veranderd niet als kavels III en IV ook meegenomen worden.

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" [12] (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 windpark[1] 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 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.

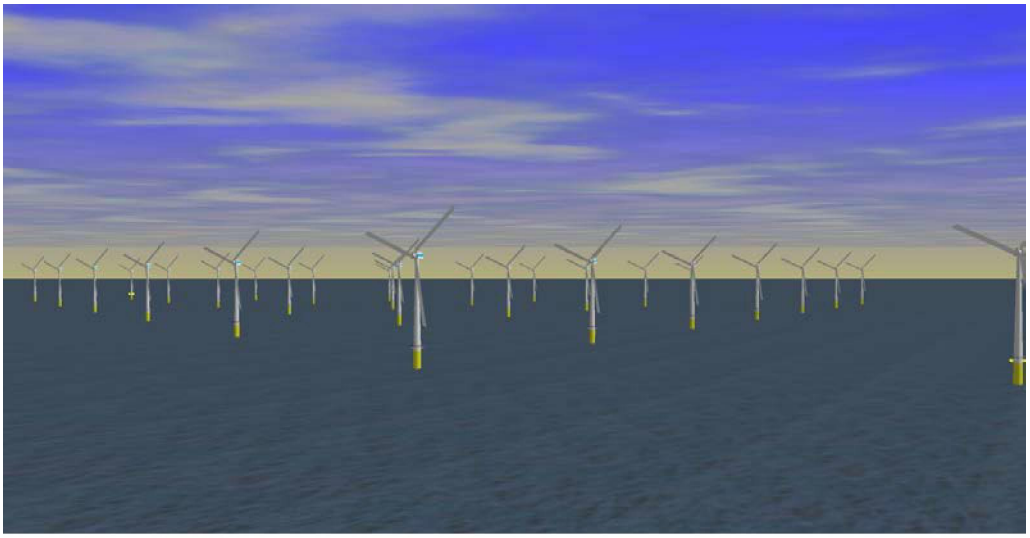
Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windpark;
3. Afstand tot het windpark.

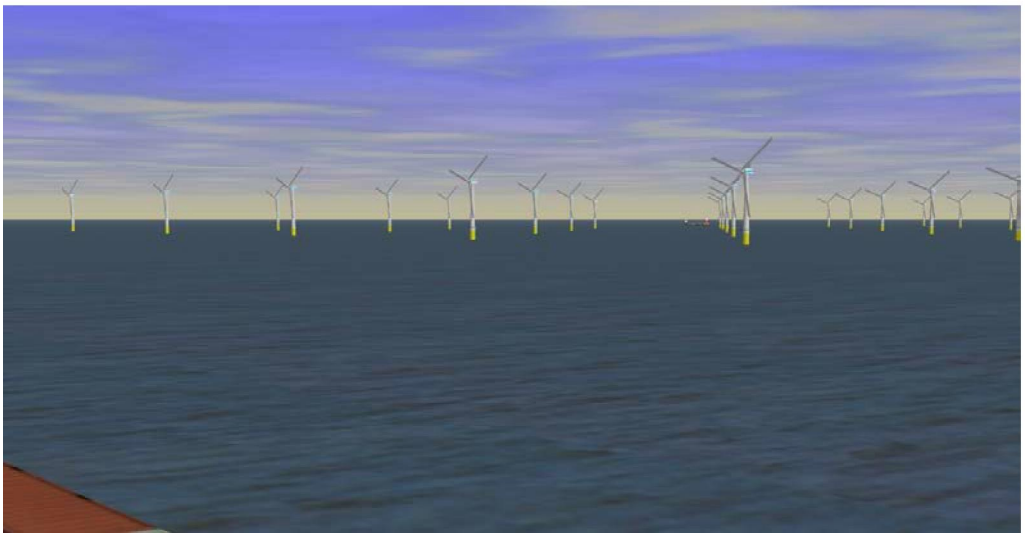
[1] Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet het windpark dat in deze studie wordt onderzocht.

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. In de praktijk kunnen er meer schepen varen die de uitwijkmanoeuvre kunnen bemoeilijken. Op de simulator is 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 specifieke aspecten voor een windpark wordt in Hoofdstuk 4 ingegaan.

Met behulp van een simulatorstudie kunnen kwalitatieve uitspraken worden gedaan, maar is het onmogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. De simulatorstudie heeft aangetoond dat de verstoring van het zicht en het radarbeeld niet zo groot is dat dit direct tot onoverkomelijke problemen zal leiden.

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, welke als representatief beschouwd kunnen worden voor een windpark met 3 MW windturbines. 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:

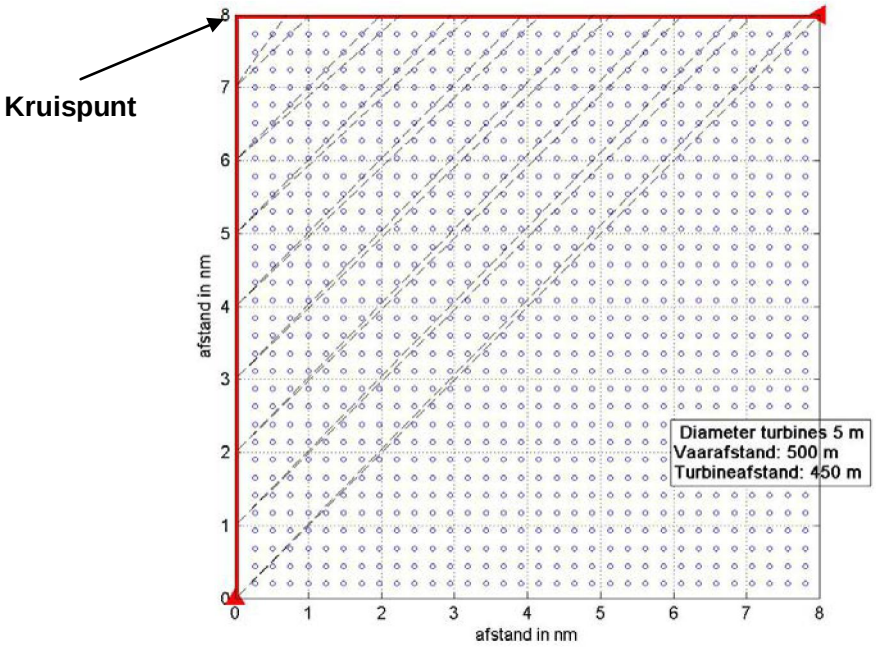
- 40 schaduwstukken groter dan 10 m bevat;
- waarvan 10 schaduwstukken groter dan 20 m;
- waarvan 5 groter dan 30 m;
- waarvan 2 groter dan 40 m;
- een enkele schaduw groter dan 50 m;
- en de maximale schaduw ongeveer 70 m bedraagt.

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.

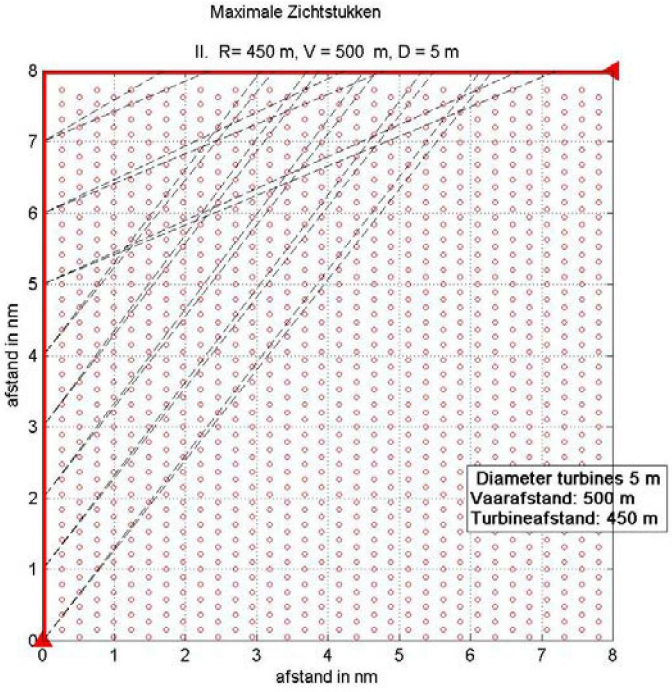
De doorzichtbaarheid verandert als de afstand tot het windpark groter wordt en ook wanneer de afstand tussen de windturbines anders wordt. Om dit te onderzoeken zijn er nog drie opstellingen met elkaar vergeleken, maar dan alleen voor de eerste opstelling met de windturbines in een vierkant. De eerste 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 5 MW turbines met een turbineafstand van 580 m en een diameter van 6 m. De plaatjes met de schaduwlengtes 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 5 MW turbines beter is dan een 3 MW park maar dat door de toegenomen diameter een deel van het voordeel wordt weggenomen. Ook leidt de toegenomen diameter tot een iets grotere maximale schaduw.

Conclusie
Uit het voorgaande kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

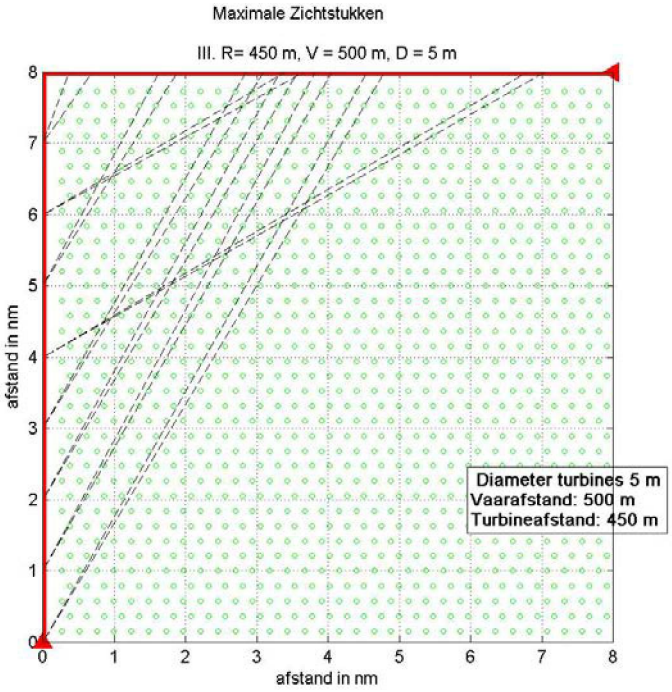
- De ondoorzichtbaarheid van een windpark is niet erg gevoelig voor de opstelling van de windturbines, mits regelmatig opgesteld in rijen, de versprongen opstelling heeft wel als voordeel dat er meer turbines op dezelfde oppervlakte kunnen worden geplaatst;
- De ondoorzichtbaarheid wordt bij langs varen kleiner wanneer de afstand tot het park groter wordt;
- De ondoorzichtbaarheid van een windpark met 5 MW turbines is iets minder groot, maar het voordeel van de grotere afstand tussen de windturbines wordt deels tenietgedaan door de grotere diameter van de windturbine.



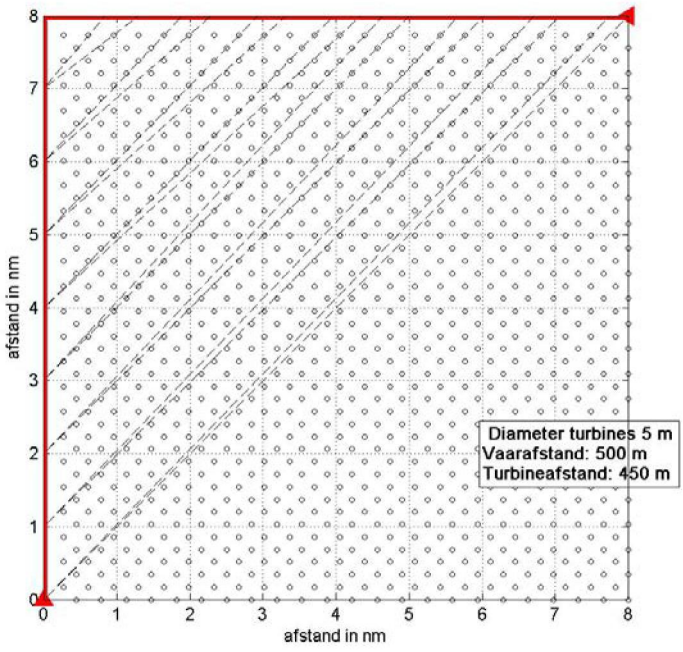
Figuur 3-5 *Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks (I)*



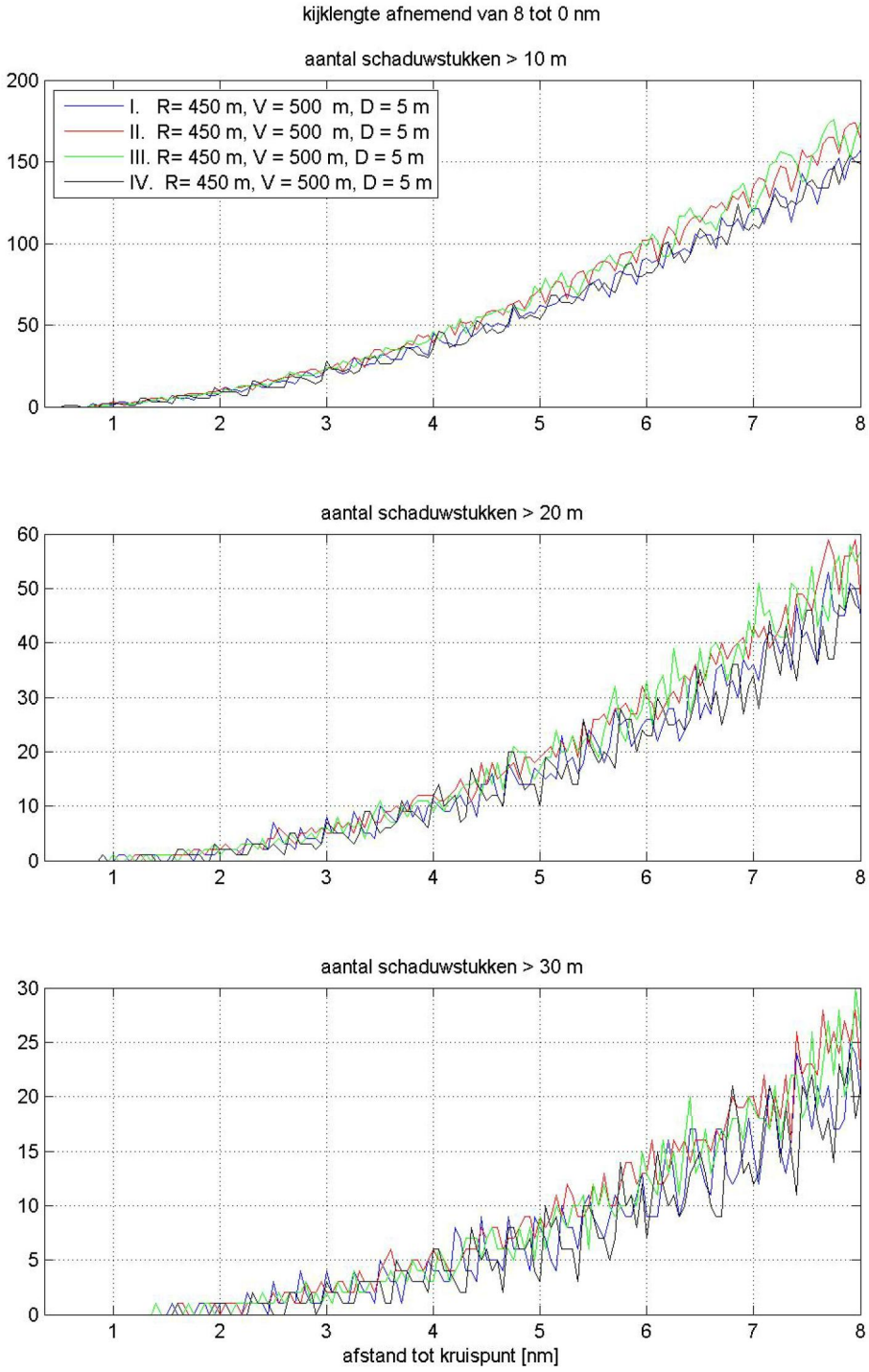
Figuur 3-6 *Opstelling windturbines in dichte opstelling versprongen (II)*



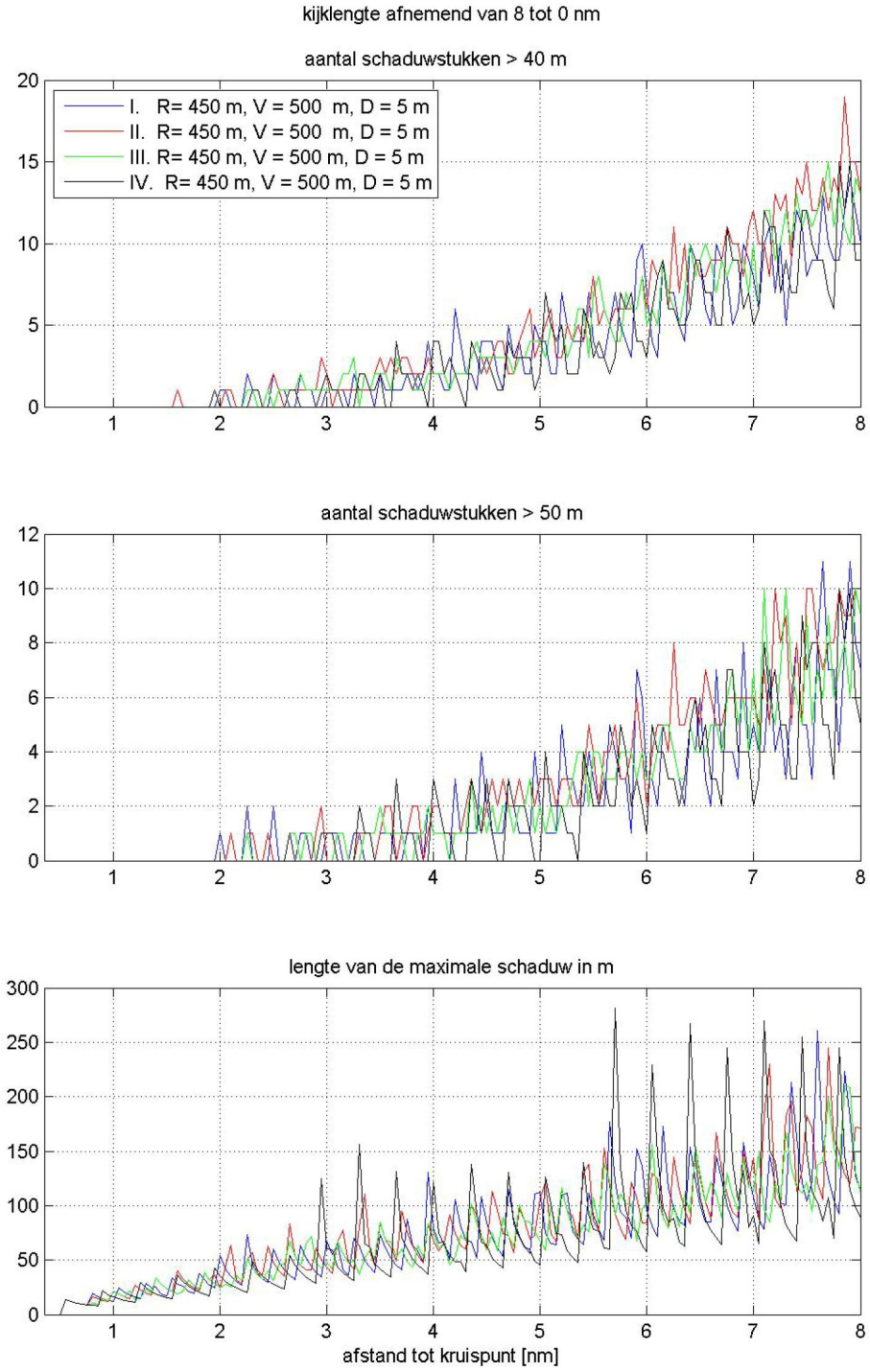
Figuur 3-7 Opstelling versprongen maar net als II maar 90º gedraaid (III)



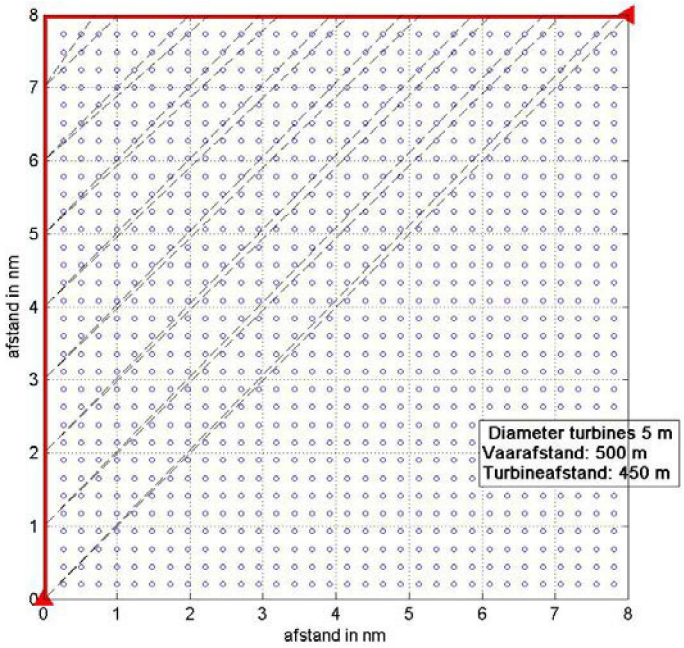
Figuur 3-8 Opstelling vierkant als I maar dan 45º gedraaid (IV)



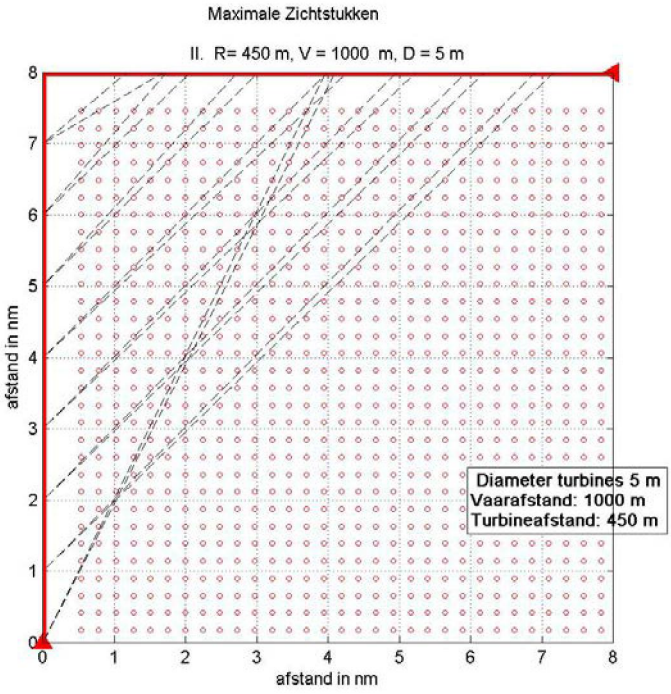
Figuur 3-9 Schaduwstukken > 10 m, > 20 m en > 30 m



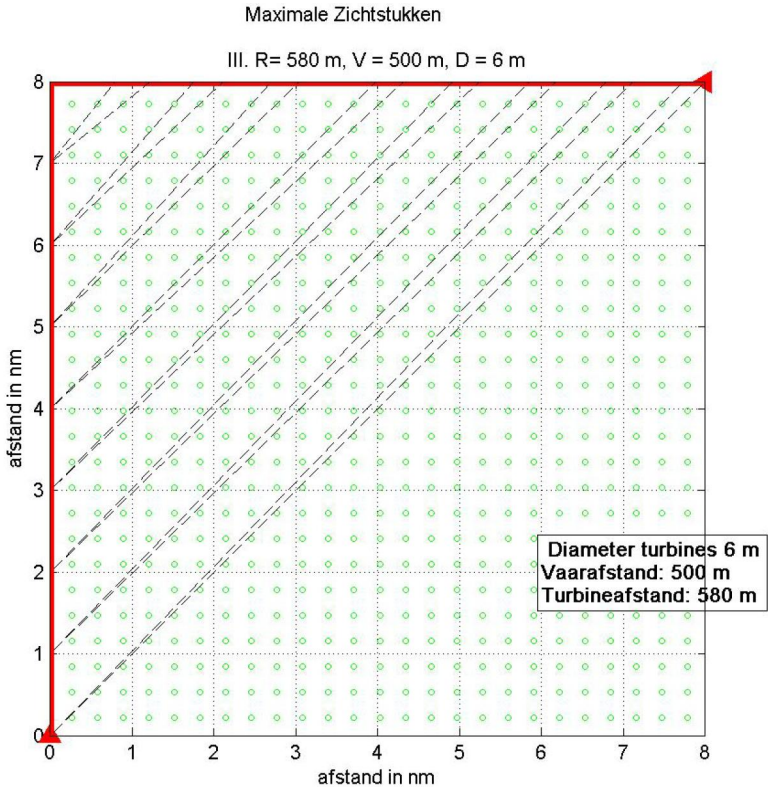
Figuur 3-10 Schaduw > 40 m, > 50 m en maximale lengte van een schaduwstuk



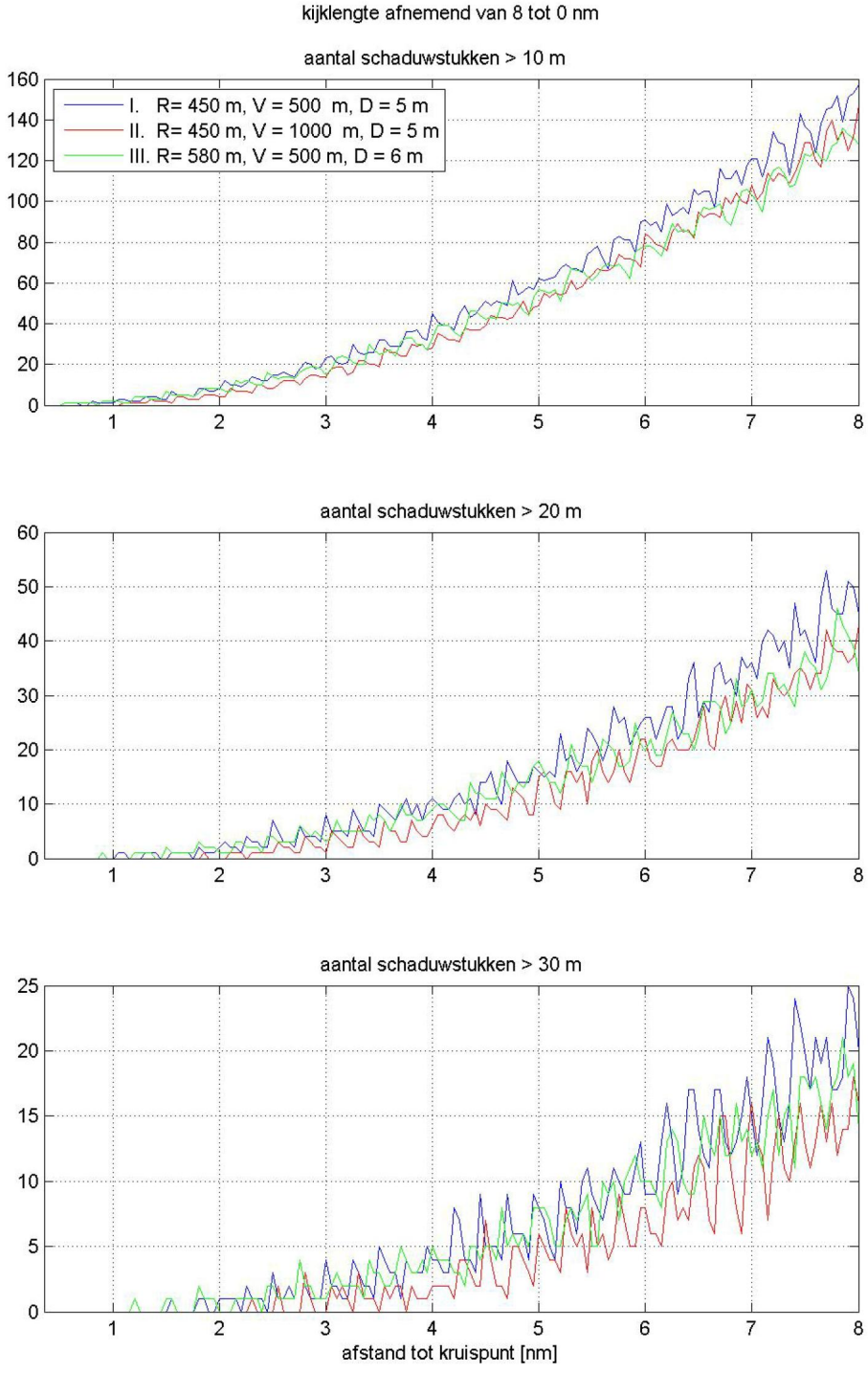
Figuur 3-11 ***Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 500 m***



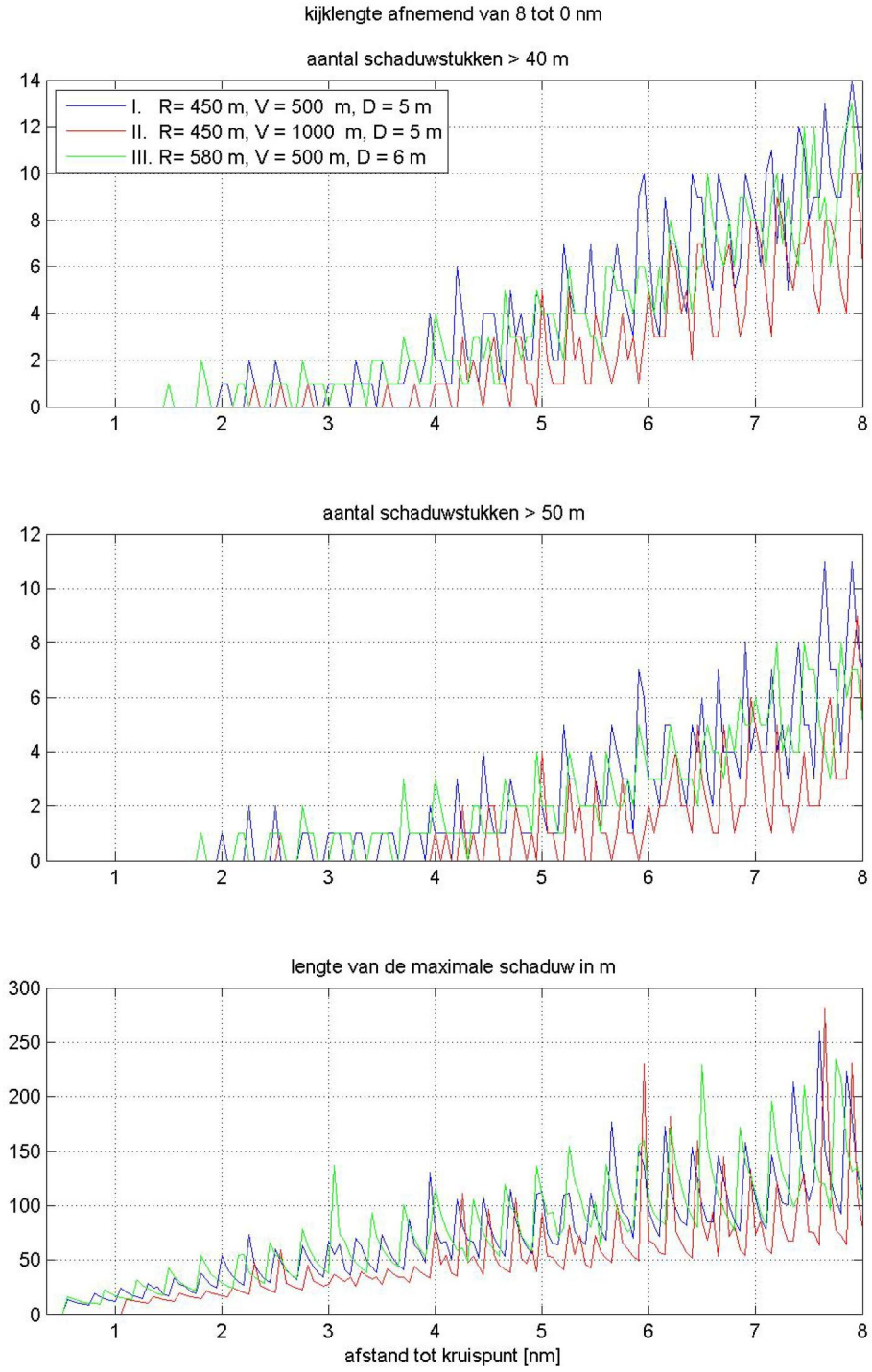
Figuur 3-12 ***Opstelling windturbines in vierkant evenwijdig aan vaarlinks, vaarafstand 1000 m***



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 RESULTATEN

In 4.1 worden eerst de doorgerekende scenario's en varianten beschreven, gevolgd door de aanvaar-/aandrijffrequenties en de gevolgschade voor Kavel I. 4.2 beschrijft hetzelfde alleen dan voor Kavel II. Hierbij wordt verondersteld dat er geen verkeer is in en tussen de kavels. Gedetailleerde resultaten per kavel en variant worden gegeven in verschillende tabellen in de appendices. Voor beide kavels en varianten is daarin eenzelfde set tabellen gegeven. In de tekst in dit hoofdstuk wordt voor beide kavels alleen verwezen naar de appendix-tabellen voor de eerste variant. In de appendix zijn bovendien voor beide varianten de lay-outs van de kavels 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 kavels samen beschreven vanaf 4.3.

4.1 Kavel I

4.1.1 Locatie, scenario's en configuraties

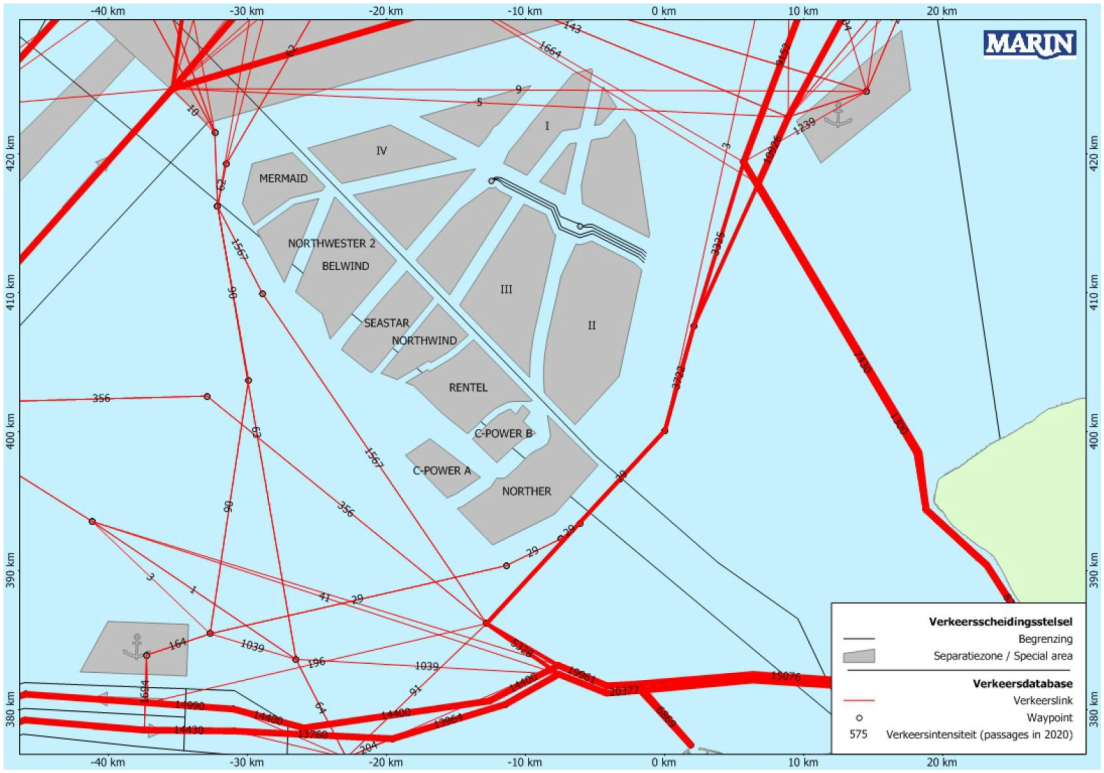
Verkeer rond Kavel I van windenergiegebied Borssele wordt beïnvloed door reeds aanwezige of nog te bouwen windparken in de omgeving. In deze studie wordt er daarom vanuit gegaan dat het windenergiegebied aan de Belgische zijde afgesloten is voor verkeer en wordt er gewerkt met de routering welke is opgesteld voor 2020. Deze situatie wordt beschouwd als het nul-alternatief in deze studie, windenergiegebied Borssele is hierin niet aanwezig. De verkeersdatabase die hierbij hoort, wordt weergegeven in Figuur 4-1. Kavels I, II, III en IV van windenergiegebied Borssele zijn hierin ter indicatie weergegeven, evenals de platforms en kabeltracés van TenneT.

Daarnaast wordt er in deze studie gewerkt met het scenario voor het verkeer in 2020 waarin kavels I en II van windenergiegebied Borssele afgesloten zijn voor verkeer. Doordat er links zijn die in het nul-alternatief door of vlak langs Kavel I lopen (zie Figuur 4-1), worden deze links bij de routering van dit scenario verlegd. De verkeersdatabase die bij dit scenario hoort, is weergegeven in Figuur 4-2. Hierin zijn opnieuw alle vier de kavels van windenergiegebied Borssele en de platforms en kabeltracés van TenneT weergegeven.

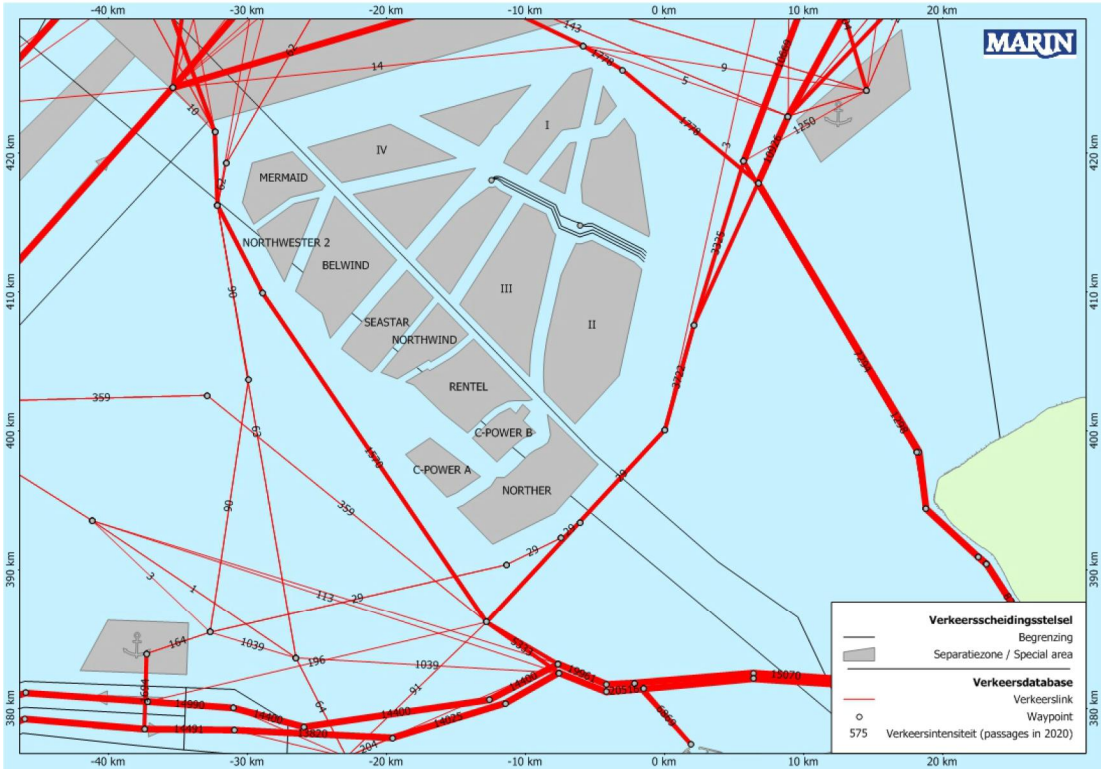
Tabel 4-1 geeft een overzicht van de twee verkeersscenario's in deze studie. Het tweede verkeersscenario is tevens het scenario indien kavels III en IV ook afgesloten worden voor verkeer.

Tabel 4-1 Overzicht van alle verkeersscenario's

Verkeersscenario	Windparken aanwezig
Nul-alternatief	Windenergiegebied België
Borssele kavels I en II	Windenergiegebied België Borssele Kavel I Borssele Kavel II



Figuur 4-1 ***Verkeerssituatie voor 2020 in het nul-alternatief waarin alle Belgische windparken worden afgesloten maar het verkeer geen rekening hoeft te houden met windenergiegebied Borssele. De weergegeven kavels zijn de contouren van het park bij 3MW turbines.***



Figuur 4-2 ***Verkeerssituatie voor 2020 voor het scenario waarin kavels I en II van windenergiegebied Borssele afgesloten zijn voor verkeer, net als het windenergiegebied aan de Belgische zijde. De weergegeven kavels zijn de contouren van het park bij 3MW turbines.***

Voor Kavel I zijn er in deze studie twee configuraties doorgerekend. De gehanteerde gegevens per configuratie zijn gegeven in Tabel 4-2. 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 4-2 Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Borssele Kavel I

	Turbines			Fundering	
Variant	Aantal	Vermogen	Rotor diameter	Type	Afmeting
K1_3MW	117	3 MW	121 m	jacket	17 x 17 m
K1_10MW	35	10 MW	221 m	monopile	Ø 10 m

Het nul-alternatief wordt alleen doorgerekend om de effecten van het verschuiven van de verkeersroutes op de verkeersveiligheid buiten het windpark te berekenen.

4.1.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken

Door de aanwezigheid van het windpark op Kavel I 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 Appendix A staan voor variant K1_3MW de aanvaar- en aandrijffrequenties per windturbine. Figuur A1-1 toont een grafische weergave hiervan. Voor variant K1_10MW 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.

In Tabel A1-1 in Appendix A staat het totaal verwachte aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar voor het gehele windpark.
Uit deze tabellen en figuren blijkt dat de windturbines aan de noordoostkant van het park een relatief hoge aanvaarkans hebben vergeleken met de turbines in het midden en aan de west- en zuidkant van het park. Dit komt doordat de noord- en zuidwaartse verkeersbewegingen door de Westpit en de westgaande verkeersbaan vanuit het Oostgat dichter langs het windpark liggen dan de overige verkeersbanen rond het windpark, welke tevens op afstand worden gehouden door het windenergiegebied aan de Belgische zijde.
Tabel 4-3 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar voor beide varianten gesommeerd over alle windturbines. Uit de tabel blijkt dat voor variant K1_3MW de kansen hoger zijn dan voor variant K1_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor variant K1_3MW is 0.074934.

Omdat de kansen vooral afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 4-4 de gemiddelde kansen per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde kans voor een turbine in variant K1_3MW 0.000641 bedraagt, en in variant K1_10MW 0.000647. Ondanks de grotere afmeting van de jacket ten opzichte van de monopaal zijn de kansen op een aanvaring of aandrijving per windturbine voor variant K1_10MW net iets hoger dan voor variant K1_3MW.

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 vergelijkbare studies is gedaan, heeft daarom geen toegevoegde waarde en wordt in deze studie weggelaten.

Tabel 4-3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor windpark Borssele Kavel I per variant

Variant **Borssele Kavel I**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K1_3MW	58.90	117	0.002337	0.018301	0.048894	0.005402	0.074934
K1_10MW	55.06	35	0.00057	0.006412	0.014302	0.001353	0.022636

Tabel 4-4 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor windpark Borssele Kavel I per variant

Variant **Borssele Kavel I**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per turbine		Aantal aandrijvingen (driften) per turbine		Totaal per turbine
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K1_3MW	58.90	117	1.998E-05	1.564E-04	4.179E-04	4.617E-05	6.405E-04
K1_10MW	55.06	35	1.628E-05	1.832E-04	4.086E-04	3.866E-05	6.467E-04

4.1.3 Gevolgschade

4.1.3.1 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. 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.
De onderlinge vergelijking vindt plaats in 4.1.3.3 bij de behandeling van de bunker- en ladingolie-uitstroom.

4.1.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende types voor het gehele windpark gesommeerd is voor de eerste variant gegeven in Tabel A1-4 in de appendix.

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 windpark Borssele Kavel I variant K1_3MW ongeveer 72.5% van de contacten met turbines door driften wordt veroorzaakt, en 27.5% door rammen. Verder blijkt dat het voor 68.4% routegebonden schepen betreft.
Figuur A1-2 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde, zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De groene lijn valt bij 375 MJ (≈$10^{2.57}$) samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit

aandrijvingen met een impact van meer dan 375 MJ plaatsvinden. De blauwe en rode lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 375 MJ.

4.1.3.3 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 4-5. Op basis van de frequenties is de gemiddelde tijd tussen twee uitstromingen van olie bepaald, bijvoorbeeld 1/(0.002542+0.000811) ≈ 298 jaar voor variant K1_3MW.
De gemiddelde uitstroom van 4.937 m^3 ladingolie voor deze variant in Tabel 4-5 dient alleen als vergelijking. Een uitstroom van 4.937 m^3 ieder jaar geeft immers een heel andere milieubelasting dan een uitstroom van 4937 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 [11]). 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 Borssele Kavel I variant K1_3MW toe met (0.002542 + 0.000811) / (0.353402+0.148723) * 100 ≈ 0.67%. Voor variant K1_10MW ligt dit lager (0.20%).

Tabel 4-5 Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie

Variant **Borssele Kavel I**	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
K1_3MW[1]	0.002542	393	1.610	0.000811	1233	4.937	298
K1_10MW[1]	0.000747	1339	0.483	0.000242	4133	1.484	1011
Gehele NCP (zonder windparken)[2]	0.353402	2.8	68.04	0.148723	6.7	1499.5	2

Uit Tabel 4-5 volgt dat zowel de frequentie als de gemiddelde hoeveelheid uitstroom bunker- en ladingolie hoger is voor variant K1_3MW dan voor variant K1_10MW.

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

[1] De uitstroom als gevolg van een aandrijving van een turbine
[2] De uitstroom als gevolg van een ongeval (alle verschillende typen) op het gehele NCP zonder windparken [11]. Hierbij is nog uitgegaan van de oude routestructuur op de Noordzee, en niet de situatie vanaf augustus 2013.

Tabel 4-6 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 variant K1_3MW hoger dan voor variant K1_10MW.

Tabel 4-6 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Ecologische risico-indicator	K1_3MW	K1_10MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000137	0.000041
Hoog ecologisch risico	0.000028	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000049	0.000014
Gering ecologisch risico	0.000257	0.000076
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000232	0.000064
Totaal	0.000703	0.000203
Eens in de … jaar	1421	4914

4.1.3.4 Persoonlijk letstel

Persoonlijk letstel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen. In Tabel A1-10 is voor windpark Borssele Kavel I variant K1_3MW 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. Voor de frequenties wordt verwezen naar de detailtabellen in Appendix A.

Beoordeling van het risico

Er bestaan geen echte normen voor het risico op zee maar voor het afschatten van de externe veiligheid is aansluiting gezocht bij de risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen, zoals beschreven in [6].

Voor een windpark liggen alle contouren voor het individuele risico op het water zodat altijd aan de (eventuele) norm voor het individueel risico wordt voldaan.

In [6] is een oriënterende waarde voor het groepsrisico gegeven van 10^{-4} per jaar per kilometer route (vaarweg) voor een ramp met minstens 10 slachtoffers. Het is overigens de vraag of deze norm toegepast mag worden, want het gaat hier om slachtoffers van de vervoerders (die het ongeval veroorzaken) en niet om slachtoffers in de directe omgeving van de route. Toch is deze oriënterende waarde gebruikt voor het beoordelen van het groepsrisico.
Bij variant K1_3MW is de kans op meer dan 10 doden gelijk aan 1/165153 per jaar (zie Tabel A1-10). Voor variant K1_10MW is dit lager. Het windpark heeft een lengte van ongeveer 13 km, gemeten langs de noordoostelijke rand waar de turbines met de hoogste aanvaarkansen staan. Per km vaarweg is de kans dus 4.66×10^{-7}. Er mag dus geconcludeerd worden dat het overlijdensrisico geen echte rol speelt bij de keuze van de inrichtingsvariant.

4.2 Kavel II

4.2.1 Locatie, scenario's en configuraties

Verkeer rond Kavel II van windenergiegebied Borssele wordt beïnvloed door reeds aanwezige of nog te bouwen windparken in de omgeving. In deze studie wordt er daarom vanuit gegaan dat het windenergiegebied aan de Belgische zijde afgesloten is voor verkeer en wordt er gewerkt met de routering welke is opgesteld voor 2020. Deze situatie wordt beschouwd als het nul-alternatief in deze studie, windenergiegebied Borssele is hierin niet aanwezig. De verkeersdatabase die hierbij hoort, wordt weergegeven in Figuur 4-1. Kavels I, II, III en IV van windenergiegebied Borssele zijn hierin ter indicatie weergegeven, evenals de platforms en kabeltracés van TenneT.

Daarnaast wordt er in deze studie gewerkt met het scenario voor het verkeer in 2020 waarin ook kavels I en II van windenergiegebied Borssele afgesloten zijn voor verkeer. Doordat er links zijn die in het nul-alternatief door of vlak langs Kavel I lopen (zie Figuur 4-1), worden deze links bij de routering van dit scenario verlegd. De verkeersdatabase die bij dit scenario hoort, is weergegeven in Figuur 4-2. Hierin zijn opnieuw alle vier de kavels van windenergiegebied Borssele en de platforms en kabeltracés van TenneT weergegeven.

Tabel 4-7 geeft een overzicht van de twee verkeersscenario's in deze studie. Het tweede verkeersscenario is tevens het scenario indien kavels III en IV ook afgesloten worden voor verkeer.

Tabel 4-7 Overzicht van alle verkeersscenario's

Verkeersscenario	Windparken aanwezig
Nul-alternatief	Windenergiegebied België
Borssele kavels I en II	Windenergiegebied België Borssele Kavel I Borssele Kavel II

Voor Kavel II zijn er in deze studie twee configuraties doorgerekend. De gehanteerde gegevens per configuratie zijn gegeven in Tabel 4-8. De turbineposities zijn in detail weergegeven in Figuur B1-1 en Figuur B2-1. Hierbij zijn ook de uiteindelijke aanvaar- en aandrijffrequenties grafisch weergegeven.

Tabel 4-8 Configuratiegegevens varianten windenergiegebied Borssele Kavel II

	Turbines			Fundering	
Variant	Aantal	Vermogen	Rotor diameter	Type	Afmeting
K2_3MW	117	3 MW	121 m	jacket	17 x 17 m
K2_10MW	35	10 MW	221 m	monopile	Ø 10 m

Het nul-alternatief wordt alleen doorgerekend om de effecten van het verschuiven van de verkeersroutes op de verkeersveiligheid buiten het windpark te berekenen.

4.2.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windparken

Door de aanwezigheid van Kavel II 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 B1-1 van Appendix B staat voor variant K2_3MW de aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine. Figuur B1-1 toont een grafische weergave hiervan. Voor variant K2_10MW staan deze frequenties in Tabel B2-1 en Figuur B2-1. Voor het gemak zal in het vervolg alleen worden verwezen naar het tabel- of figuurnummer van de eerste variant.

In Tabel B1-1 in Appendix B staat het totaal verwachte aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar voor het gehele windpark.
Uit deze tabellen en figuren blijkt dat de windturbines aan de oostkant van het park een relatief hoge aanvaarfrequentie hebben vergeleken met de turbines in het midden en aan de westkant van het park. Dit komt doordat de noord- en zuidwaartse verkeersbeweging door de Westpit dichter langs het windpark ligt dan de overige verkeersbanen rond het windpark, welke tevens op afstand worden gehouden door het windenergiegebied aan de Belgische zijde.
Tabel 4-9 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar voor beide varianten gesommeerd over alle windturbines. Uit de tabel blijkt dat voor variant K2_3MW de kansen hoger zijn dan voor variant K2_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor variant K2_3MW is 0.073991 per jaar.

Omdat de frequenties vooral afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 4-10 de gemiddelde frequenties per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde frequentie per jaar voor een turbine in variant K2_3MW 0.000632 bedraagt, en in variant K2_10MW 0.000568. Deze grotere kans op een aanvaring of aandrijving per jaar voor variant K2_3MW wordt veroorzaakt door de grotere afmeting van de jacket ten opzichte van de monopaal.

De verwachte energieopbrengst per jaar is voor beide inrichtingsvarianten nagenoeg gelijk. Het weergeven van de kansen per verwachte eenheid energieopbrengst per jaar heeft daarom geen toegevoegde waarde en wordt in deze studie weggelaten.

Tabel 4-9 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor windpark Borssele Kavel II per variant

Variant **Borssele Kavel II**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K2_3MW	53.91	117	0.006828	0.017627	0.042860	0.006677	0.073991
K2_10MW	49.07	35	0.001946	0.003771	0.012534	0.001642	0.019892

Tabel 4-10 ***Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor windpark Borssele Kavel II per variant***

Variant **Borssele Kavel II**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per turbine		Aantal aandrijvingen (driften) per turbine		Totaal per turbine
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K2_3MW	53.91	117	5.836E-05	1.507E-04	3.663E-04	5.707E-05	6.324E-04
K2_10MW	49.07	35	5.559E-05	1.077E-04	3.581E-04	4.691E-05	5.683E-04

4.2.3 Gevolgschade

4.2.3.1 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. De frequentie van ieder type schade aan het schip is voor de eerste variant gegeven in Tabel B1-3 in de appendix. De frequenties worden gegeven voor zeven verschillende scheepstypen.
De onderlinge vergelijking vindt plaats in 4.2.3.3 bij de behandeling van de bunker- en ladingolie-uitstroom.

4.2.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende types voor het gehele windpark gesommeerd is voor het eerste scenario gegeven in Tabel B1-4 in de appendix.

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 B1-5. Uit deze tabel volgt dat bij windpark Borssele Kavel II variant K2_3MW ongeveer 66.9% van de contacten met turbines door driften wordt veroorzaakt, en 33.1% door rammen. Verder blijkt dat het voor 67.1% routegebonden schepen betreft.
Figuur B1-2 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde, zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De groene lijn valt bij 375 MJ (≈$10^{2.57}$) samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit aandrijvingen met een impact van meer dan 375 MJ plaatsvinden. De blauwe en rode lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 375 MJ.

4.2.3.3 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 B1-6 wordt voor de eerste variant de frequentie voor de uitstroom van bunkerolie gegeven voor verschillende volumeklassen voor de uitstroom. In Tabel B1-7 wordt de frequentie van de uitstroom van ladingolie gegeven. Voor de uitstroom van ladingolie wordt uitgegaan van enkelwandige tankers. In Tabel B1-8 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 4-11. Op basis van de frequenties is de gemiddelde tijd tussen twee uitstromingen van olie bepaald, bijvoorbeeld 1/(0.002267+0.000533) ≈ 357 jaar voor variant K2_3MW.
De gemiddelde uitstroom van 3.144 m^3 ladingolie voor deze variant in Tabel 4-11 dient alleen als vergelijking. Een uitstroom van 3.144 m^3 ieder jaar geeft immers een heel andere milieubelasting dan een uitstroom van 3144 m^3 eens in de 1000 jaar op één bepaald moment. In de appendix is daarom in Tabel B1-6 en Tabel B1-7 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 [11]). 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 Borssele Kavel II variant K2_3MW toe met (0.002267 + 0.000533) / (0.353402+0.148723) * 100 ≈ 0.56%. Voor variant K2_10MW ligt dit lager (0.16%).

Tabel 4-11 Uitstroomfrequentie en hoeveelheid van bunkerolie en ladingolie

Variant **Borssele Kavel II**	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
K2_3MW[1]	0.002267	441	1.558	0.000533	1878	3.144	357
K2_10MW[1]	0.000667	1500	0.470	0.000158	6323	0.943	1212
Gehele NCP (zonder windparken)[2]	0.353402	2.8	68.04	0.148723	6.7	1499.5	2

Uit Tabel 4-11 volgt dat zowel de frequentie als de gemiddelde hoeveelheid uitstroom bunker- en ladingolie hoger is voor variant K2_3MW dan voor variant K2_10MW.

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 4-12 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 variant K2_3MW hoger dan voor variant K2_10MW.

4.2.3.4 Persoonlijk letsel

Persoonlijk letstel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen. In Tabel B1-10 is voor windpark Borssele Kavel II variant K2_3MW 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-

[1] De uitstroom als gevolg van een aandrijving van een turbine
[2] De uitstroom als gevolg van een ongeval (alle verschillende typen) op het gehele NCP zonder windparken [11]. Hierbij is nog uitgegaan van de oude routestructuur op de Noordzee, en niet de situatie vanaf augustus 2013.

of RoRo-schip de windturbine aanvaart, waarna deze knikt en op het dek terecht komt. Voor de frequenties wordt verwezen naar de detailtabellen in Appendix B.

Tabel 4-12 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Ecologische risico-indicator	K2_3MW	K2_10MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000139	0.000040
Hoog ecologisch risico	0.000028	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000024	0.000007
Gering ecologisch risico	0.000260	0.000074
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000087	0.000025
Totaal	0.000538	0.000154
Eens in de … jaar	1859	6513

Beoordeling van het risico

Er bestaan geen echte normen voor het risico op zee maar voor het afschatten van de externe veiligheid is aansluiting gezocht bij de risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen, zoals beschreven in [6].

Voor een windpark liggen alle contouren voor het individuele risico op het water zodat altijd aan de (eventuele) norm voor het individueel risico wordt voldaan.

In [6] is een oriënterende waarde voor het groepsrisico gegeven van 10^{-4} per jaar per kilometer route (vaarweg) voor een ramp met minstens 10 slachtoffers. Het is overigens de vraag of deze norm toegepast mag worden, want het gaat hier om slachtoffers van de vervoerders (die het ongeval veroorzaken) en niet om slachtoffers in de directe omgeving van de route. Toch is deze oriënterende waarde gebruikt voor het beoordelen van het groepsrisico.
Bij variant K2_3MW is de kans op meer dan 10 doden gelijk aan 1/28047 per jaar (zie Tabel B1-10). Voor variant K2_10MW is dit lager. Het windpark heeft een lengte van ongeveer 12.8 km, gemeten langs de noordoostelijke rand waar de turbines met de hoogste aanvaarkansen staan. Per km vaarweg is de kans dus 2.79×10^{-6}. Er mag dus geconcludeerd worden dat het overlijdensrisico geen echte rol speelt bij de keuze van de inrichtingsvariant.

4.3 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 een windpark, in dit geval zowel Kavel I als Kavel II, ook op andere gebieden effect hebben op de scheepvaart. Zo zorgt omvaren van schepen voor extra kosten 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 4-13 geeft de effecten van de aanwezigheid van kavels I en II van het windenergiegebied op de scheepvaartongevallen buiten het windenergiegebied op de EEZ, als gevolg van de veranderingen van de vaarroutes ten opzichte van het nul-alternatief.

4.3.1 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 betreffende scenario. De kolom daarnaast geeft het absolute verschil ten opzichte van het nul-alternatief en de laatste kolom geeft het relatieve verschil ten opzichte van het nul-alternatief.

4.3.2 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 kavels I en II van windenergiegebied Borssele zijn afgesloten. De kolommen ernaast geven respectievelijk de absolute en relatieve toename of afname ten opzichte van het nul-alternatief.

4.3.3 Economisch effect

Het economisch effect komt tot uitdrukking in het aantal afgelegde zeemijlen in de EEZ. Het aantal afgelegde zeemijlen neemt toe doordat vaarroutes niet meer door het windenergiegebied kunnen maar eromheen gelegd moeten worden.

4.3.4 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 CO_2, CO, SO_2 en NO_x door schepen in de gehanteerde verkeersdatabase, en alleen binnen de EEZ.

Tabel 4-13 ***Scoretabel voor de effecten van de aanwezigheid van kavels I en II van het windenergiegebied onder het verkeersscenario "Borssele kavels I en II" op de scheepvaart binnen de EEZ***

Omschrijving	Eenheid	Resultaat voor EEZ na aanpassing van het verkeer volgens scenario "Borssele kavels I en II"	Absoluut effect windpark t.o.v. het nul-alternatief	Relatief effect scenario "Borssele kavels I en II" t.o.v. het nul-alternatief
Algemeen				
Gemiddeld aantal aanwezige schepen:				
OBO's		0.103	0.0000	0.00%
Chemicaliëntankers		26.551	0.0420	0.16%
Olietankers		9.334	0.0000	0.00%
Gastankers		5.565	0.0400	0.72%
Bulkers		10.724	0.0020	0.02%
Unitised		34.664	0.0130	0.04%
General Dry Cargo		51.573	0.0890	0.17%
Passagiersschepen + conventionele ferries		2.862	0.0000	0.00%
High Speed Ferries		0.046	0.0000	0.00%
Overig		8.962	0.0030	0.03%
Totaal routegebonden		150.384	0.1890	0.13%
Totaal niet-routegebonden (alleen deel dat in VONOVI/VMS 2009 is waargenomen, zie 3.3.1)		150.871	0.0000	0.00%
Veiligheid				
Aantal schepen betrokken bij een aanvaring	aantal/jaar	11.191	0.0040	0.04%
Stranding als gevolg van navigatiefout	aantal/jaar	6.822	0.0000	0.00%
Stranding als gevolg van motorstoring	aantal/jaar	1.381	0.0010	0.07%
Zinken	aantal/jaar	1.067	0.0007	0.06%
Gat in scheepshuid	aantal/jaar	1.210	0.0010	0.08%
Brand/explosie	aantal/jaar	2.238	0.0010	0.04%
Totaal		23.909	0.0076	0.03%
Economische effect				
Kosten van afgelegde zeemijlen	M€ / jaar	1469.497	0.7351	0.05%
Emissies				
CO2	kton / year	5554	2	0.04%
CO	kton / year	21	0	0.04%
SO2	kton / year	57	0	0.04%
NOx	kton / year	63	0	0.04%

4.4 Het effect van het werkverkeer op het risico

Gedurende de bouwperiode varen dagelijks enkele schepen (maximaal acht) 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.

Mogelijk zal Vlissingen de uitvalsbasis voor het windenergiegebied Borssele worden. Vanuit Vlissingen naar kavels I en II van windenergiegebied Borssele is het gemiddeld ongeveer 2 uur varen. Met acht schepen zijn dit 8 x 2 uur x 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) x 100% ≈ 0.89% hoger[1] dan normaal. In de praktijk zal dit minder zijn omdat de schepen het grootste 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).

4.5 Het cumulatieve effect

Het cumulatieve effect is in deze studie geen afzonderlijk onderwerp omdat, in afwijking van voorafgaande studies, de andere geplande windparken op de Noordzee de verkeersroutes niet zullen wijzigen. De nieuwe routestructuur is juist dusdanig ontworpen dat deze rekening houdt met reeds aangelegde en aan te leggen windparken. Het beschouwde nul-alternatief is dus tevens het cumulatieve scenario. 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.

4.6 Radardekking van de Nederlandse havens

Windenergiegebied Borssele valt net buiten het juridisch beheergebied van de Schelderadarketen en het gemeenschappelijk nautisch beheer. Desondanks is er wel radarzicht binnen de kavels. Indien radartoren Neeltje Jans (bereik van 45-65 kilometer) gereed is, zal de radardekking in windenergiegebied Borssele verbeteren. Kavels I en II van windenergiegebied Borssele zullen het radarbeeld echter nauwelijks verstoren doordat het verkeer achter deze kavels zeer gering is (er lopen geen grote verkeersstromen, zie Figuur 4-2) en het windenergiegebied op de rand van het radarbereik ligt. Bovendien is de verkeersdienst door de komst van AIS niet alleen meer afhankelijk van de radarwaarnemingen.

4.7 Kruisende scheepvaart

Nabij de locatie van kavels I en II kunnen vier ontmoetingssituaties onderscheiden worden:

- Routegebonden met routegebonden verkeer op de doorgaande vaarroutes;
- Ontmoeting van een schip dat het windpark passeert (op doorgaande route) met een schip dat door de corridor tussen beide kavels vaart in oostelijke richting;
- Ontmoeting met een schip <24 m dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat in oostelijke richting, indien er besloten wordt dat kleine scheepvaart in het park mag varen;

[1] Het aantal aanvaringen tussen schepen neemt kwadratisch met de intensiteit toe.

- Ontmoeting met een schip <24 m dat de corridor “oversteekt” van Kavel I naar Kavel II (of vice versa), indien er besloten wordt dat kleine scheepvaart in het park mag varen.

4.7.1 Ontmoeting tussen schepen op de doorgaande vaarroutes

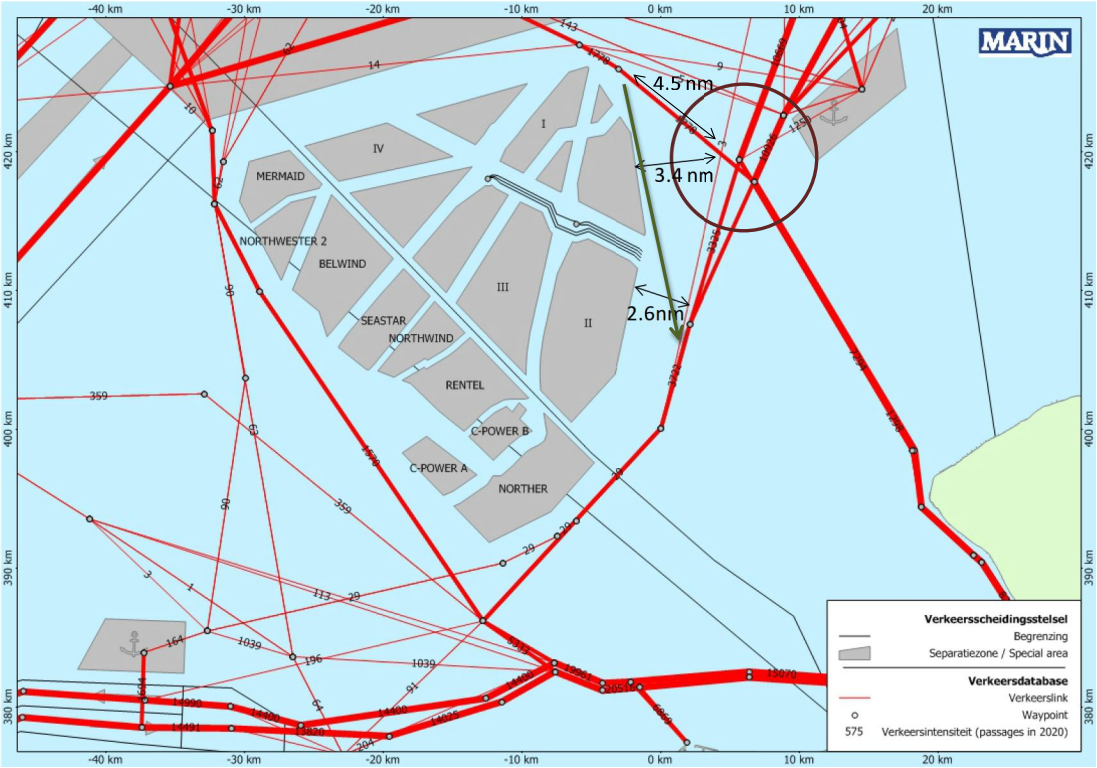
In Figuur 4-3 is nogmaals de verkeerssituatie rond het park weergegeven, in rood de locaties van de doorgaande routes. In de cirkel is het gebied weergegeven waarbinnen verschillende routes van routegebonden schepen elkaar kruisen. Het kruispunt ligt op grote afstand tot de locatie van kavels I en II; de afstand tussen het kruispunt en de oostelijke punt van Kavel I is ruim 3.4 nm. Ruim 4.5 nm voor het kruispunt is er vanuit de vaarbaan in zuidoostelijke richting vrij zicht op de vaarbaan komend uit zuidelijke richting (groene pijl in Figuur 4-3). Op de locatie van het kruispunt en ook ruim ervoor belemmeren de turbines van Kavel I niet het zicht voor schepen uit beide richtingen. Ook de turbines van Kavel II zullen het zicht voor de schepen uit beide richtingen niet blokkeren.
In [10] is vastgesteld dat een schip 6 keer de scheepslengte nodig heeft voor het maken van een rondtorn, bij een schip van 400 meter is dit dus 1.30 nm. Voor een rondtorn over stuurboord wordt 0.3 nm extra gerekend (het schip probeert eerst naar stuurboord uit te wijken voordat het een rondtorn inzet), dit betekent dus 1.60 nm. Dit betekent dat er voor schepen komend uit zuidwestelijke richting voldoende ruimte is tussen de vaarbaan en de windparken (kavels I en II) om een rondtorn te maken indien andere schepen hun route kruisen.

4.7.2 Ontmoeting met een schip komend uit de corridor

Er is sprake van het mogelijk openstellen van een corridor tussen Kavel I en Kavel II voor kleine scheepvaart. Dit betekent dat er een kruising ontstaat tussen schepen die in zuidoostelijke richting door de corridor uit het windenergiegebied varen en de schepen op de doorgaande verkeersstroom aan de oostkant van de twee kavels.
Hierbij kunnen twee type ontmoetingen plaatsvinden:

1. Een ontmoeting tussen een schip dat uit de corridor vaart met een schip komend uit zuidelijke richting;
2. Een ontmoeting tussen een schip dat uit de corridor vaart met een schip komend uit noordelijke richting;

In het geval van een ontmoeting van het eerste type (schip uit zuidelijke richting) is het schip dat uit de corridor komt uitwijkplichtig, dit betekent dat dit schip stuurboord uit moet wijken, zodat het achterlangs kan kruisen. De afstand tussen de laatste rij palen van Kavel II en het midden van de vaarroute is 2.6nm. Dit geeft het kleinere schip komend uit de corridor voldoende ruimte om een uitwijkmanoeuvre uit te voeren.
Er wordt nu uitgegaan van drie types maatgevende schepen die door de corridor zouden mogen varen, schepen tot 24 m, schepen tot 45 m en schepen tot 80 m. In
Tabel 4-14 is weergegeven wat de benodigde ruimte is om een rondtorn te maken voor deze type schepen. De benodigde afstand is in alle gevallen veel kleiner dan 2.6 nm; de afstand tussen Kavel II en het midden van de vaarbaan ten oosten van het park.

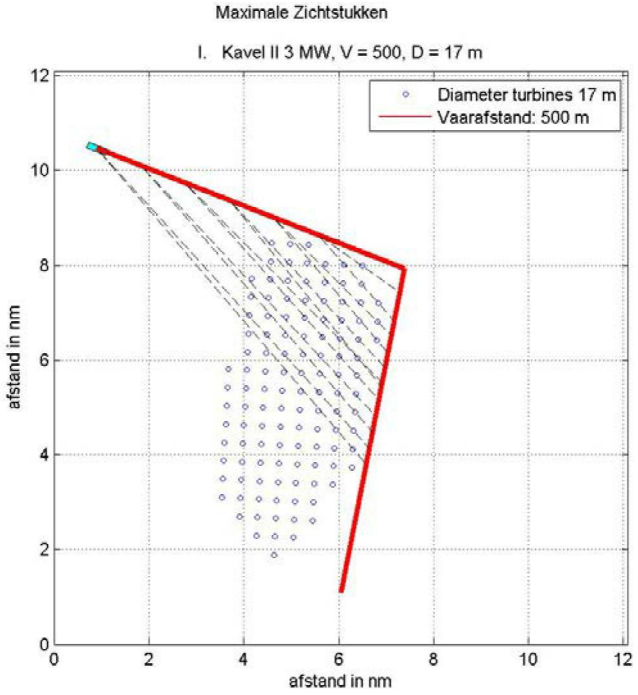


Figuur 4-3 ***Verkeerssituatie rond Kavel I en Kavel II van windenergiegebied Borssele. De kavels weergeven zijn de contouren van het park bij 3MW turbines.***

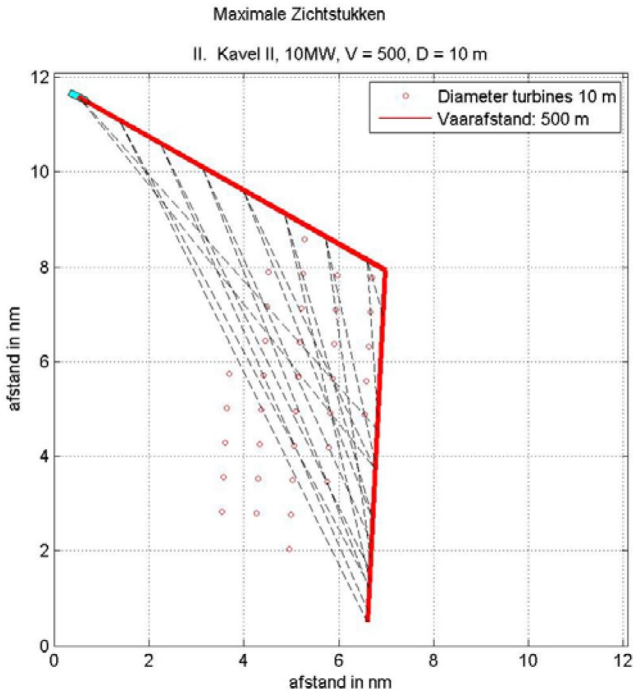
Tabel 4-14 ***Benodigde afstand voor het maken van een rondtorn van drie types maatgevende schepen die door de corridor mogen varen***

Scheepslengte [m]	Afstand nodig om rondtorn te maken in nm, gebaseerd op [10]	
	Bakboord	Stuurboord
24	0.078	0.378
45	0.146	0.446
80	0.259	0.559

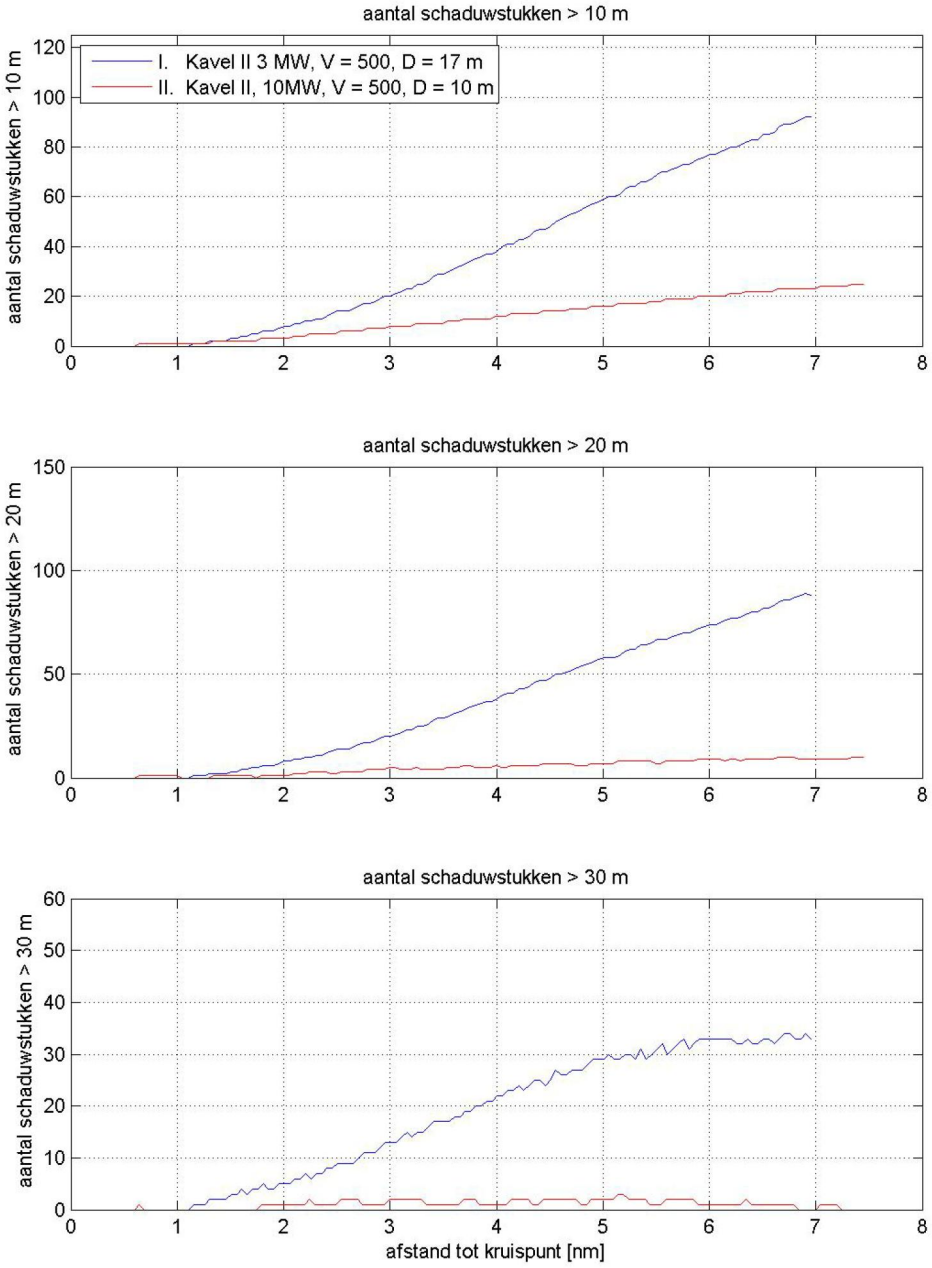
Naast de beschikbare ruimte om een uitwijkmanoebuvre te maken is het ook belangrijk te kijken naar de belemmering van het zicht. Dit bepaald mede of er voldoende tijd is om een manoeuvre in te zetten. Daarom is een analyse gemaakt van het aantal “schaduwen” dat ontstaat als gevolg van de aanwezigheid van Kavel II (zie 3.7). Hiervoor zijn twee routes op 500 m van de palen beschouwd en is het aantal schaduwplekken bepaald kijkend vanuit het schip dat door de corridor vaart. Figuur 4-4 tot en met Figuur 4-7 laten de resultaten van deze analyse zien. De figuren laten zien dat bij de inrichtingsvariant met 3MW turbines schaduwstukken van meer dan 40m voorkomen op een afstand verder dan 1 nm tot het kruispunt. Omdat met name de kleinere schepen dichter bij het park varen kan dit tot een situatie leiden dat het kruisende schip pas later waargenomen wordt door het schip dat uitwijkplichtig is. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de doorgaande vaarroute op grotere afstand tot het park ligt (meer dan de 500m gebruikt in de analyse). De analyse geeft dus een worst-case situatie weer. De inrichtingsvariant met 10MW turbines laat pas grotere schaduwstukken zien verder dan 2 nm tot het kruispunt. Dus vanaf 2 nm voor het kruispunt zijn er geen grote schaduwstukken bij deze inrichtingsvariant.



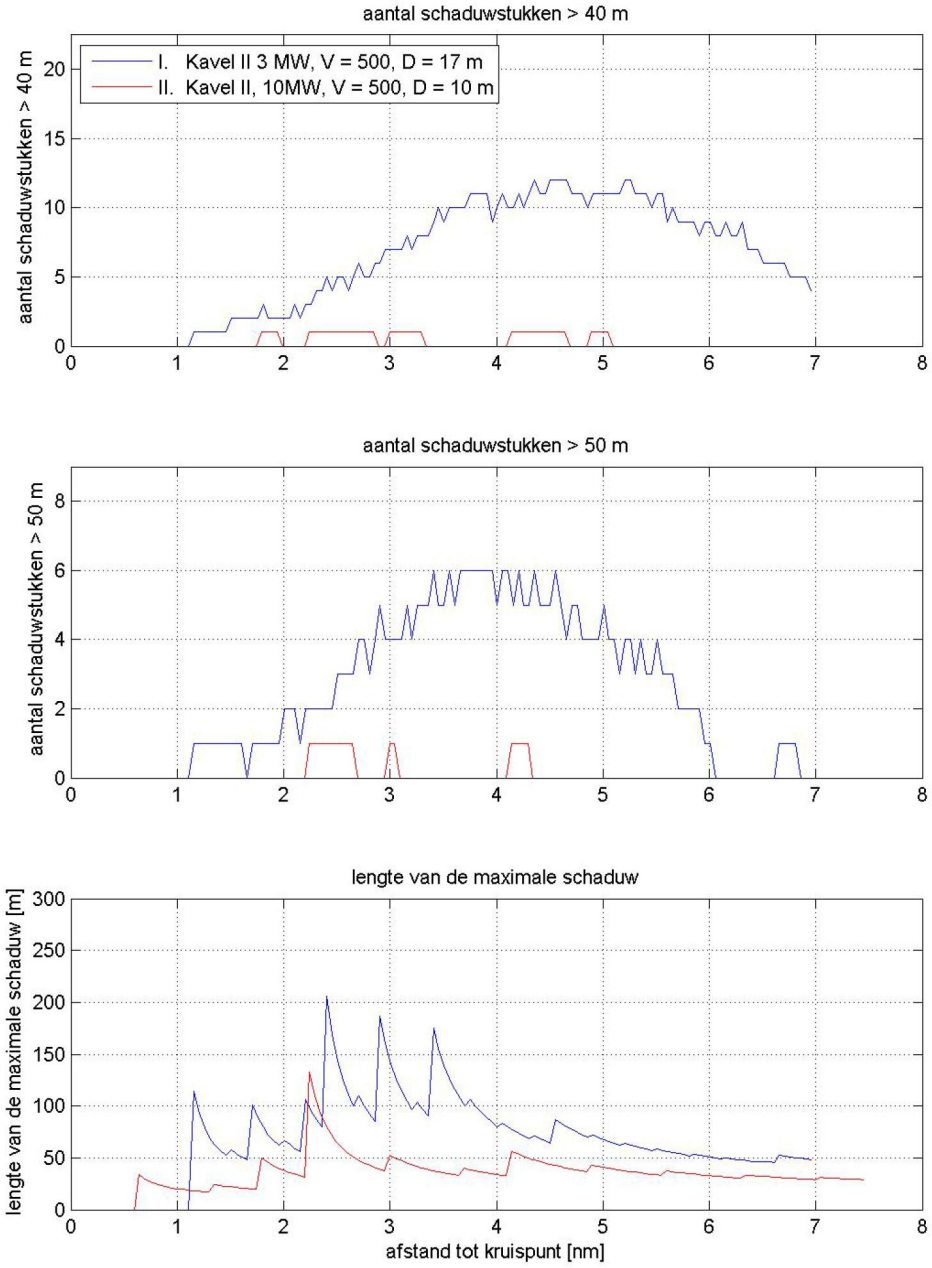
Figuur 4-4 ***Twee schepen die elkaar kruisen op 500m van het park, inrichtingsvariant K2_3MW***



Figuur 4-5 ***Twee schepen die elkaar kruisen op 500m van het park, inrichtingsvariant K2_10MW***



Figuur 4-6 ***Aantallen schaduwstukken >10 m, >20 m en >30 m voor een oostwaarts varend schip kruisend met een noordwaarts varend schip.***



Figuur 4-7 ***Aantallen schaduwstukken >40 m, >50 m en van maximale lengte voor een oostwaarts varend schip kruisend met een noordwaarts varend schip.***

In het geval van het tweede type kruisende ontmoetingen, een ontmoeting tussen een schip dat de corridor verlaat en een schip uit noordelijke richting, is het schip op de hoofdvaarroute (uit noordelijke richting), uitwijkplichtig. Dit betekent dat dit schip naar stuurboord moet uitwijken om zo achterlangs te kruisen. Dit schip moet dus in de richting van het windpark uitwijken (Kavel I). Ook in dit geval is er voldoende ruimte beschikbaar om deze manoeuvre uit te voeren. Kavel II belemmerd hierbij niet het zicht van het zuidwaarts varend schip op een schip dat in oostwaartse richting uit de corridor vaart.

Een uitgebreidere analyse van de exit points van de corridor zal worden uitgevoerd binnen de aanvullende studie voor de algemene effecten van de corridor op de scheepvaart.

4.7.3 Ontmoeting met een schip <24 m dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat in oostelijke richting

In het geval dat kleinere scheepvaart (tot 24 m) toegelaten wordt in kavels I en II kunnen er ook kruisende ontmoetingen plaatsvinden tussen schepen die langs de kavels varen en een schip dat (op een willekeurige locatie) een van de kavels uitvaart.
De afstand tussen het midden van de doorgaande vaarroute en de kavels is minimaal 2.6 nm, dit betekent dat er voldoende ruimte is voor schepen om elkaar op tijd waar te nemen en actie te ondernemen. Hierbij moet wel meegenomen worden dat de kleine scheepvaart wendbaarder is, dus minder tijd nodig heeft om een uitwijkmanoeuvre uit te voeren.
Een ander type ontmoeting is een ontmoeting tussen een uitvarend schip en een ander klein schip dat vlak langs de kavels vaart. Hierbij speelt met name de beperking in zicht een belangrijke rol. De analyse is vergelijkbaar met de analyse voor de corridor, dit betekent dat het zicht bij de inrichtingsvariant met 3MW turbines slechter is dan bij de inrichtingsvariant met 10MW turbines. Maar ook hierbij geldt dat beide schepen relatief weinig manoeuvreerruimte nodig hebben.

Een aanbeveling is het geven van goede voorlichting aan de scheepvaart die in de kavels gaat varen, zodat men bekend is met de eventuele extra risico’s bij het in- en uitvaren van een kavel.

4.7.4 Ontmoeting van een schip <24 m dat de corridor “oversteekt” van Kavel I naar Kavel II (of vice versa) met een schip varend door de corridor

Wanneer scheepvaart kleiner dan 24 m toegelaten wordt binnen de kavels, kan de situatie ontstaan dat een schip van Kavel I naar Kavel II (of vice versa) vaart en daarbij de corridor oversteekt. Hierbij kan een ontmoeting plaatsvinden met een schip dat door de corridor vaart. De beschikbare ruimte in de corridor is beperkt, met name wanneer schepen groter dan 45 m toegelaten worden in de corridor, aangezien deze schepen meer dan 825 m nodig hebben voor een rondtorn (in het uiterste geval), wat meer dan de helft van de breedte van de corridor is. Deze corridor is exclusief de 500 meter veiligheidszones voor de kavels aan weerszijden.

Daarnaast is het belangrijk te kijken naar het effect van de turbines op de zichtbaarheid van de schepen, zowel in het park als in de corridor. Een risicoanalyse van dit type ontmoetingen is onderdeel van de aanvullende studie over de algemene effecten van de corridor op de scheepvaart.

4.8 Effecten scheepvaartveiligheid bij het openstellen van kavels I en II

Mogelijke effecten:

- Aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout;
- Aanvaring (aandrijving) met een windturbine als gevolg van een motor- of stuurstoring;
- Aanvaring tussen een schip dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat en een passerend schip (zie 4.7.3).

4.8.1 Aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout

Schepen met een afmeting kleiner dan 24 meter zijn over het algemeen genomen zeer wendbare schepen. Daarbij is de afstand tussen de palen in beide varianten relatief groot ten opzichte van de lengte van de schepen waarvoor de kavels wellicht wordt opengesteld. De afstand tussen de palen bij de inrichtingsvariant met 3MW turbines is ruim 700 meter en de afstand tussen de palen bij een inrichtingsvariant met 10MW turbines is zelfs 1350 meter. Er bestaat een kans dat een schip een navigatiefout maakt en daardoor op “ramkoers” met een paal komt. Echter, door de wendbaarheid van deze categorie schepen en de relatief grote ruimte tussen de palen is er tijd genoeg om de fout te detecteren en een uitwijkmanoeuvre in te zetten zodat de aanvaring voorkomen kan worden. De kans op een aanvaring met een windturbine als gevolg van een navigatiefout van een schip kleiner dan 24 m dat in Kavel I of Kavel II vaart, is daardoor verwaarloosbaar klein. Dit geldt onder normale weersomstandigheden. In geval van slecht zicht is de kans groter.

4.8.2 Aandrijving met een windturbine als gevolg van een motor- of stuurstoring

Het grootste risico dat het varen in een windpark oplevert voor een klein schip lijkt het incident te zijn waarbij een motorstoring of andere averij optreedt waardoor het schip niet meer onder controle is en op drift raakt. Als deze vorm van averij optreedt in een park bestaat er een kans dat het schip tegen een paal aandrijft en daardoor schade oploopt.

Binnen [8] is op basis van gegevens verkregen van de KNRM over de uitgevoerde acties in de periode 2007-2012, een kans op averij bepaald per km^2, zowel binnen als buiten de 12-mijls zone en voor visserij en recreatievaartuigen. Binnen de analyse is gekeken naar het aantal acties dat de KNRM uit heeft gevoerd, waarbij als oorzaak averij (motorstoring etc.) opgegeven is. In de gegevens waren geen exacte locaties weergegeven, dus is een aanname gedaan over de verdeling van de incidenten binnen en buiten de 12-mijlszone. Het aantal gevonden incidenten met averij is gedeeld door de oppervlakte van de beide zeegebieden om tot een kans voor een incident per km^2 te komen. Hierbij is de oppervlakte van de punt van het NCP niet meegenomen, omdat aangenomen is dat de intensiteit van de kleine scheepvaart in dit gebied erg laag is.

Op basis van gegevens verkregen van de KNRM over uitgevoerde acties is bepaald dat de kans op averij voor de recreatievaart buiten de 12-mijlszone 0.0004 per km^2 per jaar is. Voor visserij is deze kans 0.0006 per km^2 per jaar, dus in totaal is de kans op een incident met averij voor schepen kleiner dan 24 m 0.001 per km^2 per jaar.

Kavel I
Met behulp van deze gegevens kan de kans op een aandrijving bepaald worden voor de beide inrichtingsvarianten van Kavel I van windenergiegebied Borssele. De oppervlakte van beide inrichtingsvarianten is ongeveer 60 km^2. Dit betekent dus dat er paar jaar 0.06 incidenten van averij verwacht worden in het gebied (0.001 incidenten/km^2 * 60km^2).

Kavel II
Ook kan de kans op een aandrijving bepaald worden voor de beide inrichtingsvarianten van Kavel II van windenergiegebied Borssele. De oppervlakte van beide inrichtingsvarianten is ongeveer 50 km^2. Dit betekent dus dat er per jaar 0.05 incidenten van averij verwacht worden in het gebied (0.001 incidenten/km^2 * 50km^2).

Kans dat averij leidt tot een aandrijving
Niet alle incidenten met averij zullen leiden tot een aandrijving van een turbine. Wanneer een schip in een windpark op drift raakt, drijft het het windpark uit. De kans dat hierbij een windturbine wordt geraakt hangt af van de grootte van het schip en het aantal rijen met windturbines dat moet worden gepasseerd voordat het vrije water wordt bereikt. Uitgaande van de inrichtingsvariant met 3MW turbines is de maximale verwachte kans dat het schip een windturbine raakt (24m (= lengte van het schip) +17m (= “diameter” windturbine)) /(700m (= ruimte tussen de turbines) + 17m (=”diameter” van windturbine)), dus 41/717 =0.057. Stel dat gemiddeld 5 rijen gepasseerd moeten worden voordat de vrije zee wordt bereikt, dan is de kans op het schadevrij bereiken van de vrije zee gelijk aan $(1-0.057)^5$ =0.745, dus de kans op het raken van minstens 1 windturbine gelijk aan 0.255 voor de inrichtingvariant met 3MW turbines. De kans op het raken van een turbine voor de inrichtingsvariant met 10MW turbines is 0.119.

Kavel I
Met de 0.06 incidenten van averij per jaar in Kavel I is de totale frequentie van een aandrijving van een schip dat in het windpark vaart dus 0.0153 per jaar, dus eens in de 65 jaar voor de inrichtingsvariant met 3MW turbines. De frequentie voor de inrichtingsvariant met 10MW turbines is 0.007, eens in de 140 jaar.

Kavel II
Met de 0.05 incidenten van averij per jaar in Kavel II is de totale frequentie van een aandrijving van een schip dat in het windpark vaart dus 0.0128 per jaar, dus eens in de 78 jaar voor de inrichtingsvariant met 3MW turbines. De frequentie voor de inrichtingsvariant met 10MW turbines is 0.006, eens in de 167 jaar.

Kavel I en Kavel II
De totale kans op een aandrijving van een turbine voor kavels I en II samen, bij het openstellen van beide kavels voor scheepvaart tot 24 meter, is voor de inrichtingsvariant met 3MW turbines maximaal 0.0281 (eens in de 35 jaar). Voor de inrichtingsvariant met 10MW turbines is dit eens in de 76 jaar.

In de praktijk zal dit aantal kleiner worden doordat:
- de KNRM al bij het schip kan zijn voordat het uit het windpark of tegen een paal aan gedreven is;
- Het schip gebruik gemaakt kan hebben van het anker, zodat het driften gestopt is;
- De oorzaak van het driften verholpen is voordat een paal geraakt is.

4.8.3 Schade als gevolg van een aanvaring/aandrijving

ECN heeft een onderzoek uitgevoerd [9] waarbij gekeken is wat de schade is als gevolg van een aanvaring/aandrijving van een windturbine door een klein schip. In de studie is uitgegaan van een 5 MW turbine. Hierbij is gekeken naar twee type schepen, een sleepboot en een vissersschip (beide 24 m lang). Er is bepaald wat de schade zou zijn in geval van een aandrijving bij Bft 9. Het resultaat was dat er “significant to severe damage” optreedt aan de turbine. Hierbij is wel aangenomen dat alle energie geabsorbeerd wordt door de turbine en dus niet door het schip.

Het is daarom niet mogelijk op basis van dit onderzoek te concluderen dat er geen schade aan het schip zal ontstaan. Wel wordt in het onderzoek aangegeven dat recreatievaart een significant deel van de impactenergie zal absorberen, aangezien de constructie van zo’n schip anders is dan die van een sleepboot of vissersvaartuig. De gevolgschade voor recreatievaart zal dus wel aanzienlijk zijn.

5 MAATREGELEN

5.1 Gebruik van AIS

Sinds 1 januari 2005 hebben alle zeevaartschepen boven de 300 GT (ongeveer 55 m) een AIS-transponder (Automatic Identification System), die de positie van het schip continu uitzendt, aan boord. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen ontvangen en hiermee is de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend.
AIS, mits geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug, biedt dan ook extra mogelijkheden om het kruisende schip vroegtijdig te zien. Temeer daar AIS niet verstoord wordt door het windpark. De verwachting is dat AIS, vooral wanneer AIS wordt geïntegreerd in de navigatiehulpmiddelen op de scheepsbrug, de veiligheid op zee zal bevorderen. De verwachting is dat daardoor de kans dat een schip tegen een windturbine aanvaart (rammen) zal afnemen met 20%. Deze reductie volgt uit het SAFESHIP-project en de harmonisatie van de aannamen ten behoeve van veiligheidsstudies voor windparken voor de Duitse autoriteiten [7].

Het is de verwachting dat in de toekomst steeds meer kleinere schepen, waaronder vissers, met een AIS-transponder gaan varen, waardoor het probleem van kruisende scheepvaart steeds minder groot wordt. Zo zijn sinds 31 mei 2014 ook alle nieuwbouw vissersschepen en vissersschepen langer dan 15 meter verplicht AIS te dragen.

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.

5.2 Inzet van een ETV (Emergency Towing Vessel)

Zoals uit de berekeningen volgt, geeft aandrijven het grootste 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. De Waker was een dergelijke sleepboot (ETV) van de Nederlandse overheid die naar een drifter werd gestuurd zodra er een melding binnenkwam bij de Kustwacht. Na de machinekamerbrand in september 2009 is de Waker uit de vaart genomen. Inmiddels is de opvolger van de Waker gecharterd. Een ETV kan dus 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 Waker was Den Helder en bij een windkracht vanaf 5 Beaufort lag de Waker op wacht 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 Waker bij het verkeersscheidingsstelsel was 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 Waker bij slecht weer kunnen veranderen. Om deze reden is De Waker niet in de standaardberekening opgenomen.

Voor Borssele is het effect van de ETV op het aantal aandrijvingen niet berekend vanwege de grote afstand tussen de positie van de Waker en kavels I en II van windenergiegebied Borssele; het duurt te lang voordat de ETV aanwezig kan zijn. Het positioneren van een ETV in de buurt van windenergiegebied Borssele zal de aandrijvingskansen voor kavels I en II wel doen reduceren. Uit eerdere studies is gebleken dat dit kan leiden tot een reductie van meer dan 80% (afhankelijk van de locatie van het windpark t.o.v. de positionering van de ETV).

5.3 Autonome ontwikkeling uitstroom van olie

Voor het bepalen van de kans op een uitstroom van olie is gebruik gemaakt van de schadematrix die is samengesteld uit het onderzoek uitgevoerd voor het Offshore Windpark Egmond aan Zee [5]. Dit is een 'worst-case' benadering. Wanneer nu 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:

- De uitstroom van ladingolie en bunkerolie kan 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 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.

- Het gebruik van een monopaal zonder uitsteeksels (een aanvaringsvriendelijke monopaal) zal minder vaak tot een gat in de scheepshuid leiden dan een jacket of een monopaal 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 Norkske 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 NSW-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 er ook berekeningen uitgevoerd waarbij is aangetoond dat er geen gat zal ontstaan in de ladingtank bij een dubbelwandig schip.

Conclusie

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.

6 CONCLUSIES

6.1 Kavel I

Voor twee varianten van Kavel I van windenergiegebied Borssele zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaar- en aandrijfkansen van de turbines. Onderstaande tabel (Tabel 4-3) geeft de totale kansen per variant. Voor variant K1_3MW zijn de kansen hoger dan voor variant K1_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor variant K1_3MW is 0.074934.

Variant **Borssele Kavel I**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K1_3MW	58.90	117	0.002337	0.018301	0.048894	0.005402	0.074934
K1_10MW	55.06	35	0.00057	0.006412	0.014302	0.001353	0.022636

Daarentegen is de aanvarings- en aandrijvingskans per turbine in variant K1_10MW groter dan in variant K1_3MW.

Als gevolg van variant K1_3MW wordt eens per 298 jaar een uitstroom van olie verwacht, terwijl dit voor variant K1_10MW eens per 1011 jaar is. De kans op uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het gehele NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine van windpark Borssele Kavel I variant K1_3MW toe met 0.67%. Voor variant K1_10MW is dit lager (0.20%).

De frequentie van de uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aanvaring/aandrijving van het windpark is weergegeven in de volgende tabel (Tabel 4-6). De verwachte uitstroom is voor variant K1_3MW van Kavel I van windenergiegebied Borssele eens per 1421 jaar en voor variant K1_10MW eens per 4914 jaar.

Ecologische risico-indicator	K1_3MW	K1_10MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000137	0.000041
Hoog ecologisch risico	0.000028	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000049	0.000014
Gering ecologisch risico	0.000257	0.000076
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000232	0.000064
Totaal	0.000703	0.000203
Eens in de … jaar	1421	4914

De kans op persoonlijk letsel bij een aanvaring en aandrijving is bijzonder klein. Er wordt dan ook ruimschoots aan de criteria voor het extern risico voldaan, zowel wat betreft het individueel als het groepsrisico.

6.2 Kavel II

Voor twee varianten van Kavel II van windenergiegebied Borssele zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaar- en aandrijfkansen van de turbines. Onderstaande tabel (Tabel 4-9) geeft de totale kansen per variant. Voor variant K2_3MW zijn de kansen hoger dan voor variant K2_10MW. Dit komt vooral door het hogere aantal turbines. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor variant K2_3MW is 0.073991.

Variant **Borssele Kavel II**	Opper-vlakte [km^2]	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar		Aantal aandrijvingen (driften) per jaar		Totaal aantal per jaar
			R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen	
K2_3MW	53.91	117	0.006828	0.017627	0.042860	0.006677	0.073991
K2_10MW	49.07	35	0.001946	0.003771	0.012534	0.001642	0.019892

Daarnaast leidt de grotere diameter van de turbines in de variant K2_3MW ook tot een grotere aanvaringskans.

Als gevolg van variant K2_3MW wordt eens per 357 jaar een uitstroom van olie verwacht, terwijl dit voor variant K2_10MW eens per 1212 jaar is. De kans op uitstroom van bunkerolie en ladingolie op het gehele NCP neemt als gevolg van het risico op aanvaring met een windturbine van windpark Borssele Kavel II variant K2_3MW toe met 0.56%. Voor variant K2_10MW is dit lager (0.16%).

De frequentie van de uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aanvaring/aandrijving van het windpark is weergegeven in de volgende tabel (Tabel 4-12). De verwachte uitstroom is voor variant K2_3MW van Kavel II van windenergiegebied Borssele eens per 1859 jaar en voor variant K2_10MW eens per 6513 jaar.

Ecologische risico-indicator	K2_3MW	K2_10MW
Zeer hoog ecologisch risico	0.000139	0.000040
Hoog ecologisch risico	0.000028	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000024	0.000007
Gering ecologisch risico	0.000260	0.000074
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000087	0.000025
Totaal	0.000538	0.000154
Eens in de … jaar	1859	6513

De kans op persoonlijk letsel bij een aanvaring en aandrijving is bijzonder klein. Er wordt dan ook ruimschoots aan de criteria voor het extern risico voldaan, zowel wat betreft het individueel als het groepsrisico.

6.3 Overige effecten

Naast de aanvaar- en aandrijfkansen voor de turbines is er ook gekeken naar enkele andere effecten van de kavels op de scheepvaartveiligheid. Deze effecten zijn voor beide kavels vergelijkbaar.

Effecten als gevolg van een wijziging in de routestructuur
De effecten op de scheepvaart als gevolg van de wijziging in de routestructuur zijn klein tot zeer klein.

Kruisende scheepvaart
Nabij de locatie van Kavel I en Kavel II kunnen vier ontmoetingssituaties onderscheiden worden:

- Routegebonden met routegebonden verkeer op de doorgaande vaarroutes;
- Ontmoeting van een schip dat het windpark passeert (op doorgaande route) met een schip dat door de corridor tussen beide kavels vaart in oostelijke richting;
- Ontmoeting met een schip <24 m dat het windpark (Kavel I of Kavel II) verlaat in oostelijke richting, indien er besloten wordt dat kleinere scheepvaart in het park mag varen;
- Ontmoeting met een schip <24 m dat de corridor “oversteekt” van Kavel I naar Kavel II (of vice versa), indien er besloten wordt dat kleine scheepvaart in het park mag varen.

De afstand tussen de vaarbaan aan de oostkant van de kavels en de buitenste turbines (meer dan 2.6 nm) geeft voldoende ruimte voor schepen om uit te wijken en zorgt voor geen belemmering van het zicht. Voor schepen die vlak langs de kavels varen en schepen varend vanuit het park (Kavel I of Kavel II) of vanuit de corridor kruisen, kunnen de turbines wel een zichtbelemmering opleveren. Het gaat hierbij wel om kleine scheepvaart die wendbaarder is en dus minder tijd en ruimte nodig heeft om een uitwijkmanoeuvre te maken. Voor ontmoetingen tussen schepen <24 m die de corridor kruisen en schepen die door de corridor varen, geldt dat er beperkte ruimte is in de corridor om uit te wijken. Met name schepen groter dan 45 meter hebben in het uiterste geval meer dan de helft van de corridor (exclusief de 500 meter veiligheidszones voor de kavels aan weerszijden) nodig voor een rondtorn.

Effecten bij het openstellen van kavels I en II
Het openstellen van de kavels voor doorvaart van schepen tot 24 meter leidt, door de grote afstanden tussen de turbines en de wendbaarheid van deze schepen, tot verwaarloosbaar kleine aanvaringskansen (rammen). Een groter risico is een aandrijving van een turbine; de aandrijvingkans voor kavels I en II is maximaal 0.0281 (eens in de 35 jaar) bij een inrichtingsvariant met 3MW turbines. Deze kans is in de praktijk kleiner doordat het daadwerkelijk aandrijven van een turbine in veel gevallen tegengegaan kan worden.

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 Comprimo Nederland, juli 2000

[6] Kamerstuk 24611; vergaderjaar 1995-1996
Risico-normering vervoer gevaarlijke stoffen

[7] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"
BSH 2005

[8] Y. Koldenhof
Risicoanalyse: varen en vissen in windparken
MARIN, 26606-1-MSCN-rev.4, 31 juli 2014.

[9] B.H. Bulder
Quick scan investigation on the effects of small ship collision with a wind turbine on the North Sea
ECN, June 2014

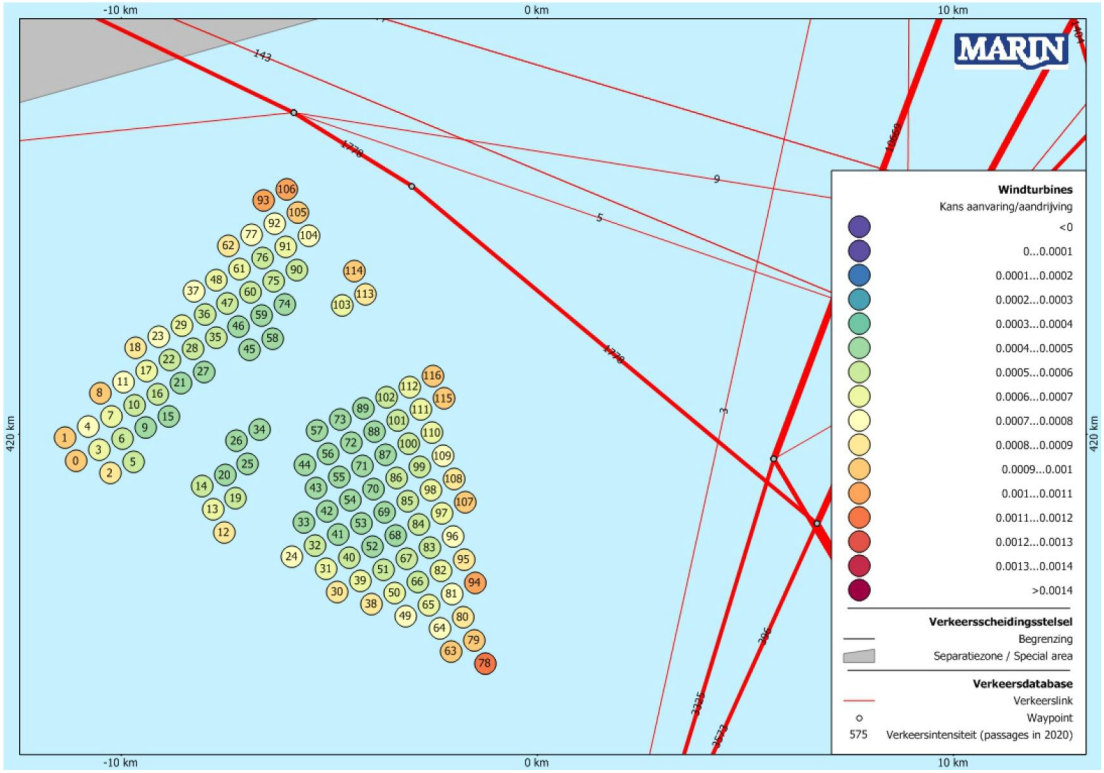
[10] Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee

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

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

APPENDIX A1:

Resultaten windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)



Figuur A1-1 ***Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)***

Tabel A1-1 ***Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)***

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
000.Bor_K1_3MW	5144.3	258.9	0.000001	0.000483	0.000388	0.000052	0.000924	1083
001.Bor_K1_3MW	5144.6	258.7	0.000001	0.000480	0.000395	0.000052	0.000927	1078
002.Bor_K1_3MW	5144.1	259.6	0.000001	0.000396	0.000383	0.000052	0.000831	1203
003.Bor_K1_3MW	5144.4	259.4	0.000001	0.000205	0.000391	0.000048	0.000645	1551
004.Bor_K1_3MW	5144.7	259.2	0.000001	0.000296	0.000392	0.000049	0.000738	1356
005.Bor_K1_3MW	5144.3	300.1	0.000001	0.000167	0.000382	0.000048	0.000597	1675
006.Bor_K1_3MW	5144.6	259.9	0.000001	0.000086	0.000386	0.000045	0.000519	1929
007.Bor_K1_3MW	5144.9	259.6	0.000001	0.000177	0.000392	0.000047	0.000617	1621
008.Bor_K1_3MW	5145.2	259.4	0.000002	0.000449	0.000401	0.000049	0.000901	1110
009.Bor_K1_3MW	5144.7	300.4	0.000001	0.000041	0.000387	0.000044	0.000473	2112
010.Bor_K1_3MW	5145.0	300.1	0.000002	0.000106	0.000399	0.000045	0.000551	1814
011.Bor_K1_3MW	5145.3	259.9	0.000003	0.000272	0.000402	0.000047	0.000723	1382
012.Bor_K1_3MW	5143.4	302.1	0.000001	0.000423	0.000366	0.000053	0.000843	1187
013.Bor_K1_3MW	5143.7	301.9	0.000001	0.000220	0.000367	0.000050	0.000637	1569
014.Bor_K1_3MW	5144.0	301.6	0.000001	0.000110	0.000371	0.000048	0.000529	1891
015.Bor_K1_3MW	5144.9	300.8	0.000001	0.000025	0.000390	0.000043	0.000460	2172
016.Bor_K1_3MW	5145.2	300.6	0.000002	0.000064	0.000400	0.000044	0.000509	1963
017.Bor_K1_3MW	5145.5	300.4	0.000003	0.000164	0.000408	0.000045	0.000620	1613
018.Bor_K1_3MW	5145.8	300.1	0.000004	0.000404	0.000416	0.000047	0.000871	1148
019.Bor_K1_3MW	5143.9	302.3	0.000001	0.000089	0.000370	0.000048	0.000509	1966

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
020.Bor_K1_3MW	5144.2	302.0	0.000001	0.000042	0.000380	0.000046	0.000469	2132
021.Bor_K1_3MW	5145.3	301.1	0.000002	0.000039	0.000404	0.000043	0.000488	2049
022.Bor_K1_3MW	5145.6	300.8	0.000003	0.000103	0.000414	0.000044	0.000564	1773
023.Bor_K1_3MW	5145.9	300.6	0.000005	0.000265	0.000421	0.000045	0.000735	1360
024.Bor_K1_3MW	5143.1	303.5	0.000003	0.000284	0.000373	0.000051	0.000712	1405
025.Bor_K1_3MW	5144.3	302.5	0.000001	0.000017	0.000384	0.000043	0.000445	2245
026.Bor_K1_3MW	5144.6	302.3	0.000001	0.000009	0.000386	0.000041	0.000438	2283
027.Bor_K1_3MW	5145.5	301.6	0.000002	0.000025	0.000408	0.000042	0.000478	2093
028.Bor_K1_3MW	5145.8	301.3	0.000004	0.000067	0.000420	0.000043	0.000533	1878
029.Bor_K1_3MW	5146.1	301.1	0.000006	0.000172	0.000425	0.000044	0.000647	1546
030.Bor_K1_3MW	5142.7	304.5	0.000008	0.000424	0.000376	0.000054	0.000861	1161
031.Bor_K1_3MW	5143.0	304.3	0.000006	0.000233	0.000379	0.000051	0.000669	1495
032.Bor_K1_3MW	5143.3	304.0	0.000004	0.000119	0.000386	0.000050	0.000559	1789
033.Bor_K1_3MW	5143.6	303.7	0.000003	0.000057	0.000382	0.000047	0.000489	2045
034.Bor_K1_3MW	5144.8	302.8	0.000002	0.000005	0.000390	0.000040	0.000436	2296
035.Bor_K1_3MW	5145.9	301.8	0.000004	0.000043	0.000421	0.000042	0.000510	1961
036.Bor_K1_3MW	5146.2	301.5	0.000006	0.000112	0.000432	0.000043	0.000593	1687
037.Bor_K1_3MW	5146.5	301.3	0.000010	0.000288	0.000444	0.000044	0.000785	1274
038.Bor_K1_3MW	5142.6	305.2	0.000016	0.000343	0.000395	0.000052	0.000807	1239
039.Bor_K1_3MW	5142.9	305.0	0.000012	0.000187	0.000387	0.000052	0.000638	1568
040.Bor_K1_3MW	5143.2	304.7	0.000009	0.000098	0.000388	0.000049	0.000544	1838
041.Bor_K1_3MW	5143.5	304.4	0.000006	0.000047	0.000389	0.000047	0.000490	2042
042.Bor_K1_3MW	5143.7	304.2	0.000005	0.000022	0.000383	0.000044	0.000454	2201
043.Bor_K1_3MW	5144.0	304.0	0.000003	0.000012	0.000389	0.000042	0.000447	2239
044.Bor_K1_3MW	5144.3	303.7	0.000003	0.000007	0.000398	0.000042	0.000449	2227
045.Bor_K1_3MW	5145.8	302.5	0.000003	0.000011	0.000416	0.000040	0.000470	2127
046.Bor_K1_3MW	5146.1	302.3	0.000005	0.000028	0.000424	0.000041	0.000498	2008
047.Bor_K1_3MW	5146.4	302.0	0.000008	0.000073	0.000436	0.000041	0.000558	1793
048.Bor_K1_3MW	5146.7	301.7	0.000013	0.000188	0.000449	0.000042	0.000692	1444
049.Bor_K1_3MW	5142.4	305.9	0.000031	0.000283	0.000403	0.000055	0.000771	1296
050.Bor_K1_3MW	5142.7	305.7	0.000022	0.000156	0.000406	0.000052	0.000637	1571
051.Bor_K1_3MW	5143.0	305.5	0.000017	0.000081	0.000395	0.000049	0.000542	1845
052.Bor_K1_3MW	5143.3	305.2	0.000012	0.000043	0.000395	0.000046	0.000496	2016
053.Bor_K1_3MW	5143.6	304.9	0.000009	0.000020	0.000395	0.000045	0.000468	2136
054.Bor_K1_3MW	5143.9	304.7	0.000006	0.000011	0.000396	0.000043	0.000456	2191
055.Bor_K1_3MW	5144.2	304.4	0.000005	0.000007	0.000397	0.000041	0.000449	2226
056.Bor_K1_3MW	5144.5	304.2	0.000004	0.000004	0.000403	0.000040	0.000450	2222
057.Bor_K1_3MW	5144.8	304.0	0.000003	0.000003	0.000402	0.000039	0.000447	2236
058.Bor_K1_3MW	5146.0	303.0	0.000004	0.000008	0.000420	0.000040	0.000471	2123
059.Bor_K1_3MW	5146.3	302.7	0.000006	0.000019	0.000429	0.000040	0.000493	2028
060.Bor_K1_3MW	5146.5	302.5	0.000009	0.000047	0.000441	0.000040	0.000537	1861
061.Bor_K1_3MW	5146.8	302.2	0.000014	0.000124	0.000455	0.000041	0.000635	1576
062.Bor_K1_3MW	5147.1	302.0	0.000032	0.000328	0.000469	0.000043	0.000871	1148
063.Bor_K1_3MW	5142.0	306.9	0.000082	0.000428	0.000422	0.000057	0.000990	1010
064.Bor_K1_3MW	5142.3	306.7	0.000058	0.000235	0.000413	0.000055	0.000761	1314
065.Bor_K1_3MW	5142.6	306.4	0.000047	0.000131	0.000412	0.000053	0.000643	1555
066.Bor_K1_3MW	5142.9	306.2	0.000032	0.000066	0.000410	0.000049	0.000558	1794
067.Bor_K1_3MW	5143.2	305.9	0.000024	0.000033	0.000403	0.000047	0.000507	1973
068.Bor_K1_3MW	5143.5	305.6	0.000016	0.000021	0.000404	0.000046	0.000488	2050
069.Bor_K1_3MW	5143.8	305.4	0.000012	0.000016	0.000403	0.000044	0.000474	2110
070.Bor_K1_3MW	5144.1	305.2	0.000009	0.000013	0.000405	0.000043	0.000470	2129
071.Bor_K1_3MW	5144.3	304.9	0.000007	0.000011	0.000414	0.000042	0.000473	2115
072.Bor_K1_3MW	5144.6	304.7	0.000005	0.000008	0.000412	0.000042	0.000467	2140
073.Bor_K1_3MW	5144.9	304.4	0.000004	0.000009	0.000414	0.000041	0.000468	2138
074.Bor_K1_3MW	5146.4	303.2	0.000007	0.000017	0.000436	0.000039	0.000500	2001

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
075.Bor_K1_3MW	5146.7	302.9	0.000011	0.000028	0.000449	0.000039	0.000526	1900
076.Bor_K1_3MW	5147.0	302.7	0.000017	0.000078	0.000460	0.000040	0.000595	1681
077.Bor_K1_3MW	5147.3	302.5	0.000035	0.000214	0.000477	0.000041	0.000767	1303
078.Bor_K1_3MW	5141.8	307.6	0.000190	0.000432	0.000436	0.000060	0.001118	895
079.Bor_K1_3MW	5142.1	307.4	0.000133	0.000313	0.000435	0.000057	0.000939	1065
080.Bor_K1_3MW	5142.4	307.1	0.000090	0.000235	0.000427	0.000055	0.000808	1238
081.Bor_K1_3MW	5142.7	306.9	0.000064	0.000172	0.000428	0.000053	0.000718	1393
082.Bor_K1_3MW	5143.0	306.6	0.000048	0.000124	0.000424	0.000050	0.000646	1548
083.Bor_K1_3MW	5143.3	306.4	0.000034	0.000089	0.000420	0.000048	0.000592	1689
084.Bor_K1_3MW	5143.6	306.1	0.000024	0.000061	0.000421	0.000048	0.000554	1806
085.Bor_K1_3MW	5143.9	305.9	0.000017	0.000044	0.000410	0.000046	0.000517	1934
086.Bor_K1_3MW	5144.2	305.6	0.000013	0.000035	0.000415	0.000045	0.000508	1970
087.Bor_K1_3MW	5144.5	305.4	0.000009	0.000029	0.000415	0.000045	0.000498	2009
088.Bor_K1_3MW	5144.8	305.2	0.000007	0.000023	0.000412	0.000045	0.000488	2051
089.Bor_K1_3MW	5145.1	304.9	0.000006	0.000022	0.000417	0.000043	0.000488	2051
090.Bor_K1_3MW	5146.9	303.4	0.000015	0.000058	0.000456	0.000040	0.000569	1759
091.Bor_K1_3MW	5147.2	303.2	0.000022	0.000077	0.000469	0.000039	0.000607	1648
092.Bor_K1_3MW	5147.4	302.9	0.000035	0.000139	0.000487	0.000040	0.000700	1428
093.Bor_K1_3MW	5147.7	302.7	0.000113	0.000372	0.000515	0.000042	0.001041	961
094.Bor_K1_3MW	5142.9	307.3	0.000090	0.000437	0.000445	0.000056	0.001028	973
095.Bor_K1_3MW	5143.2	307.1	0.000065	0.000325	0.000436	0.000053	0.000880	1137
096.Bor_K1_3MW	5143.5	306.8	0.000049	0.000239	0.000434	0.000052	0.000774	1292
097.Bor_K1_3MW	5143.8	306.6	0.000034	0.000171	0.000430	0.000050	0.000686	1458
098.Bor_K1_3MW	5144.1	306.4	0.000024	0.000132	0.000421	0.000049	0.000627	1596
099.Bor_K1_3MW	5144.4	306.1	0.000017	0.000104	0.000424	0.000048	0.000593	1687
100.Bor_K1_3MW	5144.7	305.9	0.000013	0.000080	0.000421	0.000047	0.000560	1786
101.Bor_K1_3MW	5144.9	305.6	0.000010	0.000060	0.000421	0.000045	0.000536	1867
102.Bor_K1_3MW	5145.2	305.4	0.000008	0.000056	0.000427	0.000045	0.000536	1866
103.Bor_K1_3MW	5146.4	304.4	0.000012	0.000110	0.000448	0.000043	0.000612	1634
104.Bor_K1_3MW	5147.3	303.7	0.000036	0.000222	0.000490	0.000041	0.000789	1267
105.Bor_K1_3MW	5147.6	303.4	0.000076	0.000295	0.000512	0.000041	0.000923	1083
106.Bor_K1_3MW	5147.9	303.2	0.000118	0.000371	0.000534	0.000041	0.001065	939
107.Bor_K1_3MW	5143.9	307.1	0.000048	0.000435	0.000438	0.000053	0.000975	1025
108.Bor_K1_3MW	5144.2	306.8	0.000034	0.000345	0.000434	0.000052	0.000864	1157
109.Bor_K1_3MW	5144.5	306.6	0.000024	0.000267	0.000435	0.000050	0.000776	1289
110.Bor_K1_3MW	5144.8	306.4	0.000018	0.000204	0.000428	0.000048	0.000699	1431
111.Bor_K1_3MW	5145.1	306.1	0.000015	0.000158	0.000434	0.000047	0.000654	1528
112.Bor_K1_3MW	5145.4	305.9	0.000012	0.000152	0.000435	0.000047	0.000646	1548
113.Bor_K1_3MW	5146.6	304.9	0.000021	0.000310	0.000468	0.000045	0.000843	1186
114.Bor_K1_3MW	5146.9	304.6	0.000030	0.000368	0.000484	0.000044	0.000926	1080
115.Bor_K1_3MW	5145.3	306.6	0.000020	0.000415	0.000454	0.000049	0.000938	1066
116.Bor_K1_3MW	5145.5	306.4	0.000019	0.000404	0.000453	0.000048	0.000924	1082
Totaal per jaar			0.002337	0.018301	0.048894	0.005402	0.074934	13
Dit is eens in .. jaar			428	55	20	185	13	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel I variant 1 (3MW)

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
Routegebonden	0.002330	429	0.048902	20	0.051232	20
Niet-routegebonden	0.018301	55	0.005404	185	0.023705	42
Totaal	0.020631	48	0.054306	18	0.074937	13

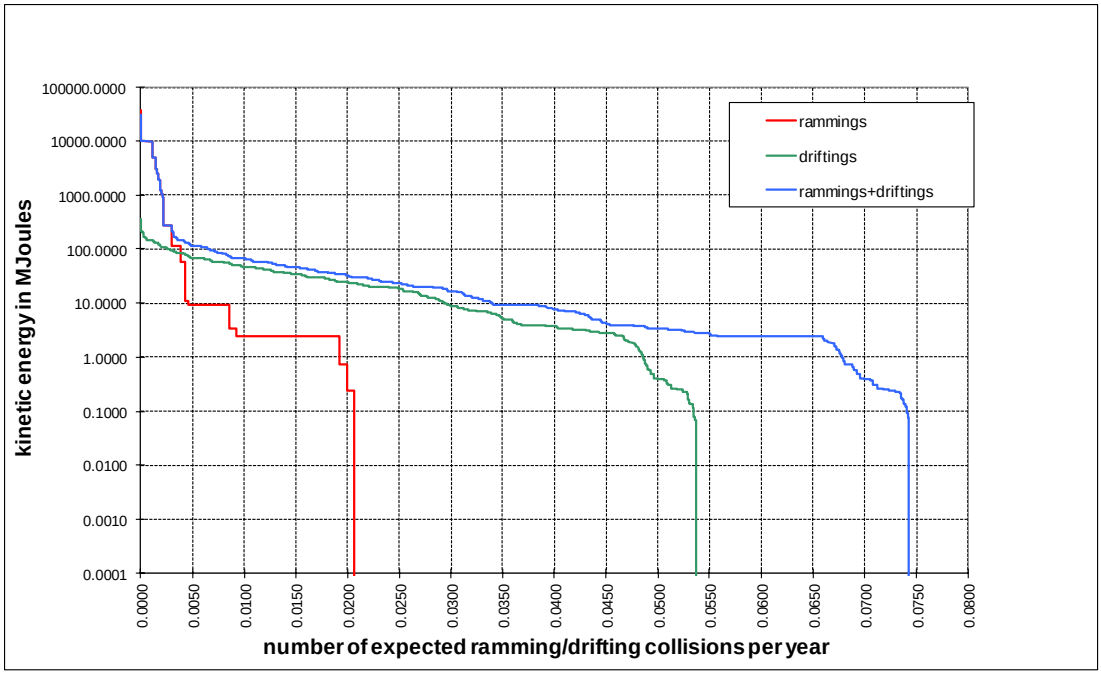
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos[1]	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.000016	0.004846	0.000149	0.005011
Chemicaliëntanker	0.000020	0.010043	0.000205	0.010268
Gastanker	0.000002	0.002104	0.000034	0.002140
Container+ RoRo	0.000174	0.015775	0.001570	0.017519
Ferry	0.000001	0.000242	0.000024	0.000267
Overige R-schepen	0.000013	0.014434	0.001577	0.016024
N-schepen	0.000050	0.000020	0.023633	0.023703
alle	0.000276	0.047464	0.027192	0.074932

Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)

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	0.001638	0.000000	0.014742	0.002578	0.005361	0.002578	0.021741	0.024319	41
Scheef	0.000000	0.000000	0.000004	0.000306	0.018755	0.000020	0.018759	0.000326	0.019085	52
Omvallen	0.000211	0.000182	0.001898	0.001384	0.027561	0.000023	0.029669	0.001588	0.031258	32
GosMos[1]	0.000023	0.000018	0.000204	0.000103	0.000000	0.000000	0.000227	0.000121	0.000348	2877
Totaal	0.000234	0.001837	0.002105	0.016535	0.048894	0.005404	0.051233	0.023776	0.075009	13

[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)***

Tabel A1-5 ***Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel I variant 1 (3MW)***

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%	1.9%	1.9%	0.6%	7.1%	7.7%	0.6%	9.0%	9.6%
1-3	0.0%	13.4%	13.4%	6.8%	0.1%	6.9%	6.8%	13.5%	20.3%
3-5	0.0%	0.8%	0.8%	9.9%	0.0%	9.9%	9.9%	0.8%	10.8%
5-10	0.0%	5.3%	5.3%	8.7%	0.0%	8.7%	8.7%	5.3%	14.0%
10-15	0.0%	0.4%	0.4%	3.2%	0.0%	3.2%	3.2%	0.4%	3.7%
15-50	0.0%	0.0%	0.0%	23.2%	0.0%	23.2%	23.2%	0.0%	23.2%
50-100	0.0%	0.5%	0.5%	9.1%	0.0%	9.1%	9.1%	0.5%	9.6%
100-200	0.1%	1.2%	1.3%	3.4%	0.0%	3.4%	3.5%	1.2%	4.7%
>200	3.0%	0.9%	3.9%	0.3%	0.0%	0.3%	3.3%	0.9%	4.2%
Totaal	3.1%	24.4%	27.5%	65.3%	7.2%	72.5%	68.4%	31.6%	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	Windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
0.01-20	0.000005	202501	0.000
20-150	0.000740	1352	0.066
150-750	0.001109	902	0.421
750-3000	0.000622	1609	0.880
3000-10000	0.000066	15159	0.243
Totaal	0.002542	393	1.610

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	Windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000076	13132	0.037
750-3000	0.000110	9085	0.253
3000-10000	0.000533	1877	3.180
10000-30000	0.000090	11132	1.397
30000-100000	0.000002	450116	0.070
Totaal	0.000811	1233	4.937

Tabel A1-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine

Windpark Borssele Kavel I variant 1 (3MW)	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
	0.002542	393	1.610	0.000811	1233	4.937	298

Tabel A1-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

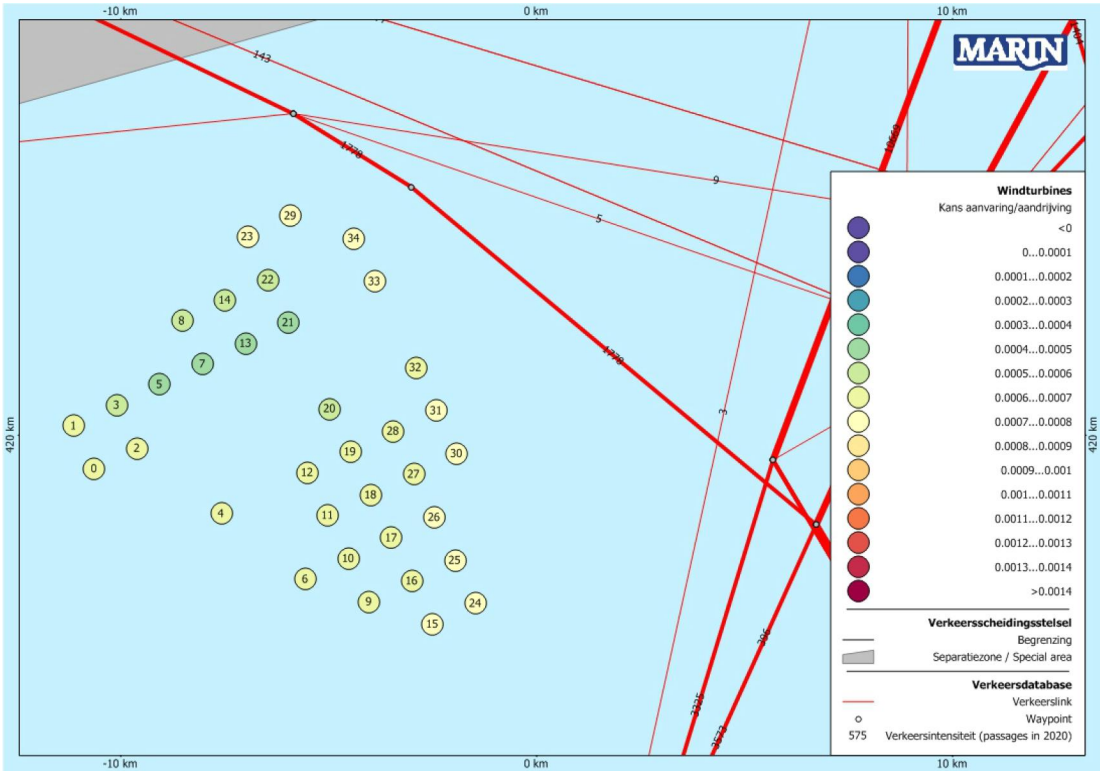
Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000137
Hoog ecologisch risico	0.000028
Gemiddeld ecologisch risico	0.000049
Gering ecologisch risico	0.000257
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000232
Totaal	0.000703
Eens in de … jaar	1421

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	0.000002	0.000014	62461	0.91	0.000015	-
Chemicaliëntanker	0.000002	0.000018	49739	1.15	0.000023	-
Gastanker	0.000000	0.000002	457666	0.87	0.000002	-
Container + RoRo	0.000017	0.000156	5759	1.51	0.000263	205973
Ferry	0.000000	0.000001	833333	48.71	0.000058	833333
Overige R-schepen	0.000002	0.000012	76423	1.02	0.000013	-
N-schepen	0.000010	0.000039	20182	0.18	0.000009	-
Totaal	0.000034	0.000242	3626	1.39	0.000383	165153

APPENDIX A2:

Resultaten windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)



Figuur A2-1 ***Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)***

Tabel A2-1 ***Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)***

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
000.Bor_K1_10M	5144.2	259.3	0.000001	0.000251	0.000375	0.000042	0.000668	1496
001.Bor_K1_10M	5144.8	258.9	0.000001	0.000248	0.000386	0.000041	0.000677	1478
002.Bor_K1_10M	5144.5	300.2	0.000001	0.000249	0.000375	0.000042	0.000667	1500
003.Bor_K1_10M	5145.0	259.8	0.000002	0.000120	0.000386	0.000038	0.000545	1833
004.Bor_K1_10M	5143.7	302.0	0.000001	0.000247	0.000358	0.000043	0.000649	1541
005.Bor_K1_10M	5145.3	300.7	0.000002	0.000052	0.000396	0.000035	0.000484	2068
006.Bor_K1_10M	5142.9	303.8	0.000004	0.000245	0.000362	0.000043	0.000655	1528
007.Bor_K1_10M	5145.6	301.6	0.000002	0.000021	0.000405	0.000033	0.000461	2167
008.Bor_K1_10M	5146.2	301.1	0.000005	0.000139	0.000418	0.000035	0.000598	1673
009.Bor_K1_10M	5142.6	305.2	0.000013	0.000233	0.000379	0.000043	0.000668	1497
010.Bor_K1_10M	5143.2	304.7	0.000007	0.000238	0.000373	0.000043	0.000660	1515
011.Bor_K1_10M	5143.7	304.3	0.000004	0.000242	0.000373	0.000042	0.000661	1514
012.Bor_K1_10M	5144.3	303.8	0.000002	0.000244	0.000382	0.000042	0.000670	1492
013.Bor_K1_10M	5145.9	302.4	0.000003	0.000010	0.000407	0.000031	0.000452	2213
014.Bor_K1_10M	5146.4	302.0	0.000007	0.000066	0.000425	0.000033	0.000532	1881
015.Bor_K1_10M	5142.3	306.5	0.000042	0.000228	0.000396	0.000044	0.000710	1409
016.Bor_K1_10M	5142.9	306.1	0.000023	0.000229	0.000393	0.000042	0.000688	1454
017.Bor_K1_10M	5143.4	305.6	0.000013	0.000230	0.000393	0.000042	0.000678	1475

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
018.Bor_K1_10M	5144.0	305.2	0.000007	0.000233	0.000392	0.000041	0.000673	1485
019.Bor_K1_10M	5144.5	304.7	0.000004	0.000237	0.000400	0.000040	0.000681	1468
020.Bor_K1_10M	5145.1	304.2	0.000003	0.000083	0.000398	0.000037	0.000523	1914
021.Bor_K1_10M	5146.2	303.3	0.000005	0.000006	0.000417	0.000030	0.000458	2185
022.Bor_K1_10M	5146.7	302.8	0.000010	0.000031	0.000436	0.000032	0.000509	1964
023.Bor_K1_10M	5147.3	302.4	0.000040	0.000191	0.000464	0.000033	0.000729	1373
024.Bor_K1_10M	5142.6	307.4	0.000090	0.000233	0.000423	0.000044	0.000790	1267
025.Bor_K1_10M	5143.2	306.9	0.000047	0.000229	0.000415	0.000043	0.000733	1364
026.Bor_K1_10M	5143.7	306.5	0.000025	0.000229	0.000416	0.000042	0.000711	1406
027.Bor_K1_10M	5144.3	306.0	0.000013	0.000228	0.000408	0.000040	0.000689	1450
028.Bor_K1_10M	5144.8	305.6	0.000008	0.000189	0.000402	0.000039	0.000639	1566
029.Bor_K1_10M	5147.6	303.2	0.000058	0.000192	0.000491	0.000033	0.000773	1293
030.Bor_K1_10M	5144.6	306.9	0.000024	0.000227	0.000427	0.000040	0.000718	1393
031.Bor_K1_10M	5145.1	306.4	0.000015	0.000221	0.000428	0.000039	0.000702	1424
032.Bor_K1_10M	5145.7	306.0	0.000012	0.000204	0.000431	0.000037	0.000685	1460
033.Bor_K1_10M	5146.8	305.0	0.000026	0.000192	0.000470	0.000035	0.000724	1382
034.Bor_K1_10M	5147.3	304.6	0.000053	0.000193	0.000500	0.000034	0.000779	1283
Totaal per jaar			0.000570	0.006412	0.014302	0.001353	0.022636	44
Dit is eens in .. jaar			1755	156	70	739	44	

Tabel A2-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel I variant 2 (10MW)

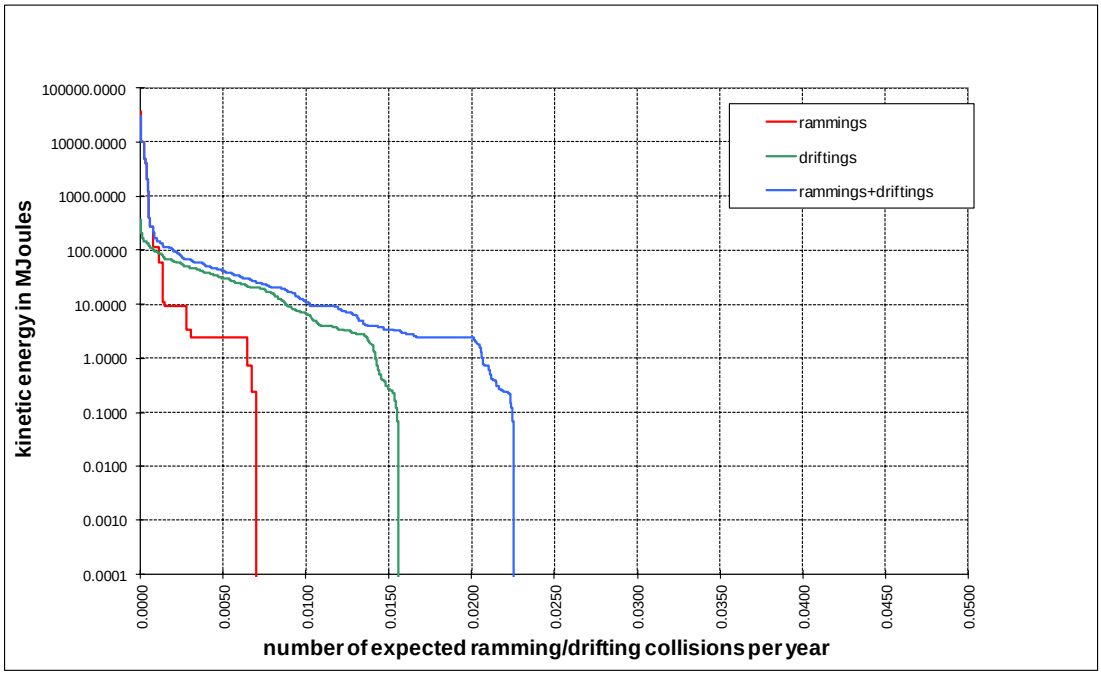
Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar
Routegebonden	0.000565	1770	0.014301	70	0.014866	67
Niet-routegebonden	0.006413	156	0.001353	739	0.007766	129
Totaal	0.006978	143	0.015654	64	0.022632	44

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	0.000005	0.001449	0.000044	0.001498
Chemicaliëntanker	0.000006	0.002921	0.000069	0.002996
Gastanker	0.000001	0.000606	0.000010	0.000617
Container+ RoRo	0.000039	0.004722	0.000352	0.005113
Ferry	0.000000	0.000072	0.000006	0.000078
Overige R-schepen	0.000004	0.004153	0.000411	0.004568
N-schepen	0.000019	0.000007	0.007739	0.007765
Totaal	0.000073	0.013930	0.008632	0.022635

Tabel A2-4 ***Schade aan het totale windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)***

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	0.000569	0.000000	0.005118	0.000688	0.001339	0.000688	0.007026	0.007714	130
Scheef	0.000000	0.000000	0.000001	0.000134	0.005368	0.000007	0.005369	0.000141	0.005510	181
Omvallen	0.000051	0.000069	0.000463	0.000505	0.008245	0.000007	0.008759	0.000580	0.009339	107
GosMos[1]	0.000006	0.000007	0.000049	0.000037	0.000000	0.000000	0.000055	0.000044	0.000099	10141
Totaal	0.000057	0.000644	0.000513	0.005794	0.014301	0.001353	0.014871	0.007791	0.022662	44



Figuur A2-2 ***Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer)***

[1] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel A2-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel I variant 2 (10MW)

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%	2.4%	2.4%	0.5%	5.9%	6.4%	0.5%	8.2%	8.7%
1-3	0.0%	15.2%	15.2%	6.3%	0.1%	6.4%	6.3%	15.3%	21.6%
3-5	0.0%	1.0%	1.0%	9.4%	0.0%	9.4%	9.4%	1.0%	10.4%
5-10	0.0%	6.0%	6.0%	8.3%	0.0%	8.3%	8.3%	6.0%	14.3%
10-15	0.0%	0.6%	0.6%	3.1%	0.0%	3.1%	3.1%	0.6%	3.7%
15-50	0.0%	0.0%	0.0%	22.8%	0.0%	22.8%	22.8%	0.0%	22.8%
50-100	0.0%	0.7%	0.7%	9.0%	0.0%	9.0%	9.1%	0.7%	9.7%
100-200	0.1%	1.4%	1.5%	3.5%	0.0%	3.5%	3.6%	1.4%	5.0%
>200	2.4%	1.1%	3.5%	0.3%	0.0%	0.3%	2.7%	1.1%	3.8%
Totaal	2.5%	28.3%	30.8%	63.2%	6.0%	69.2%	65.7%	34.3%	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	Windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
0.01-20	0.000001	733878	0.000
20-150	0.000212	4713	0.019
150-750	0.000326	3065	0.125
750-3000	0.000187	5349	0.265
3000-10000	0.000020	49577	0.074
Totaal	0.000747	1339	0.483

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	Windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000022	45662	0.011
750-3000	0.000033	30757	0.075
3000-10000	0.000160	6265	0.954
10000-30000	0.000027	36742	0.423
30000-100000	0.000001	1484411	0.021
Totaal	0.000242	4133	1.484

Tabel A2-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine

Windpark Borssele Kavel I variant 2 (10MW)	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
	0.000747	1339	0.483	0.000242	4133	1.484	1011

Tabel A2-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

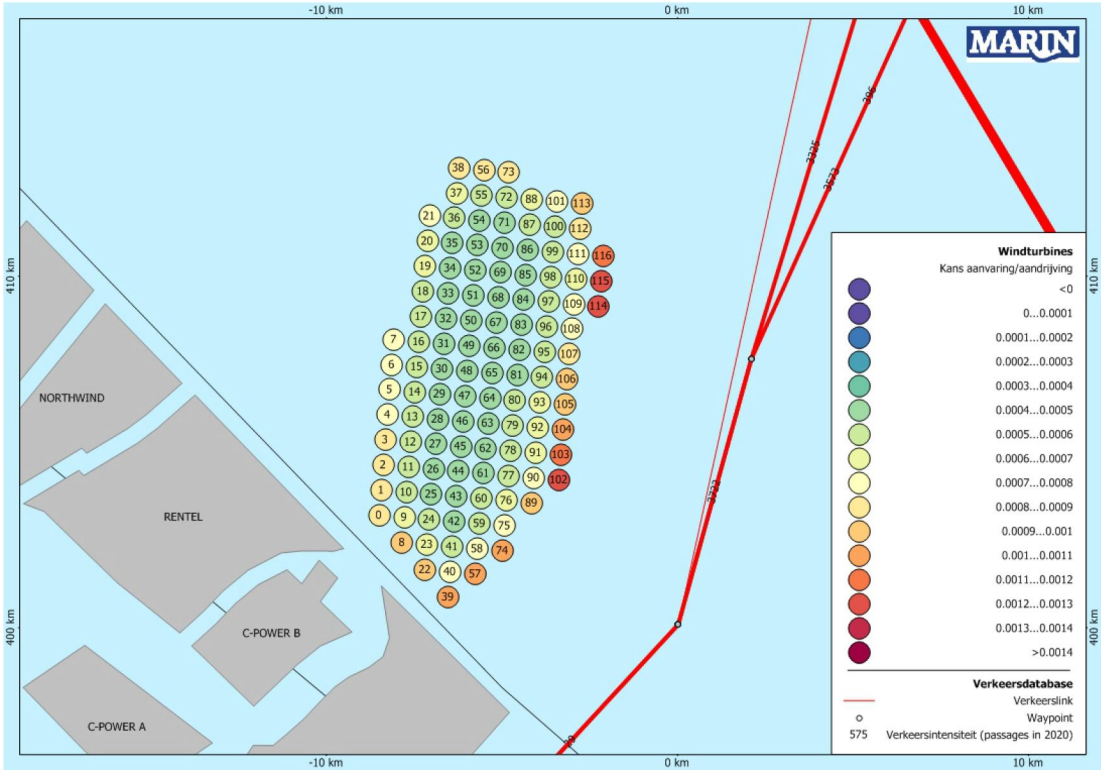
Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000041
Hoog ecologisch risico	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000014
Gering ecologisch risico	0.000076
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000064
Totaal	0.000203
Eens in de … jaar	4914

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
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar	Eens in de … jaar meer dan 10 doden
Olietanker	0.000000	0.000004	204082	1.59	0.000008	-
Chemicaliëntanker	0.000001	0.000006	158103	1.60	0.000010	-
Gastanker	0.000000	0.000001	1351351	1.14	0.000001	-
Container + RoRo	0.000004	0.000035	25767	2.50	0.000097	416667
Ferry	0.000000	0.000000	5000000	92.68	0.000019	5000000
Overige R-schepen	0.000000	0.000003	278940	1.46	0.000005	-
N-schepen	0.000004	0.000015	53548	0.33	0.000006	-
Totaal	0.000010	0.000064	13655	1.99	0.000146	384615

APPENDIX B1:

Resultaten windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)



Figuur B1-1 ***Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)***

Tabel B1-1 ***Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)***

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
000.Bor_K2_3MW	5135.6	301.6	0.000008	0.000468	0.000342	0.000071	0.000889	1125
001.Bor_K2_3MW	5136.0	301.7	0.000007	0.000469	0.000335	0.000069	0.000880	1137
002.Bor_K2_3MW	5136.4	301.7	0.000005	0.000455	0.000334	0.000067	0.000860	1162
003.Bor_K2_3MW	5136.8	301.7	0.000004	0.000429	0.000326	0.000064	0.000825	1213
004.Bor_K2_3MW	5137.2	301.8	0.000004	0.000405	0.000324	0.000061	0.000794	1260
005.Bor_K2_3MW	5137.6	301.8	0.000003	0.000380	0.000330	0.000058	0.000770	1298
006.Bor_K2_3MW	5138.0	301.9	0.000003	0.000379	0.000332	0.000056	0.000771	1297
007.Bor_K2_3MW	5138.3	301.9	0.000003	0.000379	0.000331	0.000054	0.000767	1303
008.Bor_K2_3MW	5135.2	302.2	0.000016	0.000473	0.000350	0.000072	0.000911	1098
009.Bor_K2_3MW	5135.6	302.3	0.000014	0.000193	0.000347	0.000065	0.000619	1616
010.Bor_K2_3MW	5136.0	302.3	0.000011	0.000132	0.000344	0.000062	0.000548	1824
011.Bor_K2_3MW	5136.4	302.3	0.000009	0.000129	0.000336	0.000061	0.000535	1869
012.Bor_K2_3MW	5136.8	302.3	0.000008	0.000128	0.000328	0.000059	0.000523	1914
013.Bor_K2_3MW	5137.2	302.4	0.000007	0.000121	0.000332	0.000057	0.000517	1935
014.Bor_K2_3MW	5137.5	302.4	0.000006	0.000119	0.000335	0.000056	0.000516	1937
015.Bor_K2_3MW	5137.9	302.5	0.000005	0.000117	0.000334	0.000054	0.000510	1959
016.Bor_K2_3MW	5138.3	302.5	0.000004	0.000119	0.000335	0.000053	0.000511	1956
017.Bor_K2_3MW	5138.7	302.5	0.000004	0.000148	0.000341	0.000052	0.000546	1833
018.Bor_K2_3MW	5139.1	302.6	0.000004	0.000191	0.000351	0.000052	0.000599	1670

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
019.Bor_K2_3MW	5139.5	302.6	0.000004	0.000239	0.000355	0.000052	0.000649	1540
020.Bor_K2_3MW	5139.9	302.6	0.000003	0.000301	0.000339	0.000052	0.000695	1439
021.Bor_K2_3MW	5140.2	302.6	0.000003	0.000377	0.000339	0.000052	0.000771	1297
022.Bor_K2_3MW	5134.8	302.8	0.000036	0.000472	0.000367	0.000072	0.000947	1056
023.Bor_K2_3MW	5135.2	302.9	0.000028	0.000194	0.000358	0.000065	0.000646	1549
024.Bor_K2_3MW	5135.6	302.9	0.000022	0.000077	0.000354	0.000063	0.000515	1941
025.Bor_K2_3MW	5136.0	302.9	0.000019	0.000037	0.000348	0.000058	0.000462	2165
026.Bor_K2_3MW	5136.4	302.9	0.000015	0.000037	0.000344	0.000058	0.000453	2207
027.Bor_K2_3MW	5136.8	303.0	0.000013	0.000036	0.000336	0.000057	0.000442	2262
028.Bor_K2_3MW	5137.1	303.0	0.000011	0.000036	0.000338	0.000056	0.000442	2263
029.Bor_K2_3MW	5137.5	303.1	0.000010	0.000036	0.000343	0.000055	0.000443	2257
030.Bor_K2_3MW	5137.9	303.1	0.000008	0.000035	0.000339	0.000053	0.000434	2303
031.Bor_K2_3MW	5138.3	303.1	0.000007	0.000032	0.000341	0.000051	0.000431	2318
032.Bor_K2_3MW	5138.7	303.1	0.000006	0.000040	0.000350	0.000051	0.000447	2237
033.Bor_K2_3MW	5139.1	303.2	0.000006	0.000053	0.000363	0.000050	0.000472	2120
034.Bor_K2_3MW	5139.5	303.2	0.000006	0.000070	0.000351	0.000051	0.000478	2092
035.Bor_K2_3MW	5139.8	303.2	0.000005	0.000092	0.000340	0.000052	0.000489	2044
036.Bor_K2_3MW	5140.2	303.2	0.000005	0.000134	0.000349	0.000052	0.000540	1852
037.Bor_K2_3MW	5140.6	303.3	0.000005	0.000232	0.000343	0.000052	0.000632	1582
038.Bor_K2_3MW	5141.0	303.4	0.000005	0.000414	0.000344	0.000053	0.000816	1226
039.Bor_K2_3MW	5134.4	303.4	0.000100	0.000469	0.000406	0.000071	0.001046	956
040.Bor_K2_3MW	5134.8	303.4	0.000064	0.000192	0.000383	0.000065	0.000704	1421
041.Bor_K2_3MW	5135.2	303.5	0.000045	0.000073	0.000366	0.000062	0.000547	1827
042.Bor_K2_3MW	5135.6	303.5	0.000036	0.000026	0.000358	0.000058	0.000478	2090
043.Bor_K2_3MW	5136.0	303.5	0.000030	0.000013	0.000355	0.000056	0.000454	2205
044.Bor_K2_3MW	5136.3	303.5	0.000025	0.000010	0.000349	0.000055	0.000439	2279
045.Bor_K2_3MW	5136.7	303.6	0.000023	0.000011	0.000347	0.000054	0.000434	2303
046.Bor_K2_3MW	5137.1	303.7	0.000020	0.000011	0.000352	0.000054	0.000436	2292
047.Bor_K2_3MW	5137.5	303.7	0.000016	0.000011	0.000351	0.000053	0.000430	2323
048.Bor_K2_3MW	5137.9	303.7	0.000014	0.000010	0.000356	0.000051	0.000431	2320
049.Bor_K2_3MW	5138.3	303.7	0.000012	0.000009	0.000354	0.000050	0.000426	2348
050.Bor_K2_3MW	5138.7	303.8	0.000011	0.000011	0.000368	0.000050	0.000440	2273
051.Bor_K2_3MW	5139.0	303.8	0.000010	0.000014	0.000368	0.000047	0.000439	2279
052.Bor_K2_3MW	5139.4	303.8	0.000009	0.000018	0.000352	0.000048	0.000428	2338
053.Bor_K2_3MW	5139.8	303.8	0.000008	0.000025	0.000349	0.000048	0.000430	2326
054.Bor_K2_3MW	5140.2	303.9	0.000008	0.000046	0.000355	0.000050	0.000460	2174
055.Bor_K2_3MW	5140.6	303.9	0.000008	0.000120	0.000356	0.000053	0.000537	1862
056.Bor_K2_3MW	5141.0	304.0	0.000008	0.000416	0.000355	0.000053	0.000832	1201
057.Bor_K2_3MW	5134.8	304.1	0.000122	0.000447	0.000402	0.000070	0.001040	961
058.Bor_K2_3MW	5135.2	304.1	0.000081	0.000183	0.000388	0.000064	0.000716	1396
059.Bor_K2_3MW	5135.5	304.1	0.000063	0.000075	0.000374	0.000062	0.000574	1743
060.Bor_K2_3MW	5135.9	304.1	0.000051	0.000037	0.000365	0.000059	0.000512	1951
061.Bor_K2_3MW	5136.3	304.2	0.000043	0.000018	0.000358	0.000055	0.000474	2112
062.Bor_K2_3MW	5136.7	304.2	0.000039	0.000010	0.000358	0.000056	0.000463	2159
063.Bor_K2_3MW	5137.1	304.3	0.000033	0.000008	0.000364	0.000056	0.000460	2173
064.Bor_K2_3MW	5137.5	304.3	0.000027	0.000006	0.000366	0.000054	0.000453	2205
065.Bor_K2_3MW	5137.9	304.3	0.000023	0.000005	0.000360	0.000051	0.000440	2274
066.Bor_K2_3MW	5138.3	304.3	0.000020	0.000004	0.000365	0.000050	0.000439	2275
067.Bor_K2_3MW	5138.6	304.4	0.000019	0.000004	0.000380	0.000048	0.000450	2220
068.Bor_K2_3MW	5139.0	304.4	0.000018	0.000004	0.000368	0.000047	0.000437	2286
069.Bor_K2_3MW	5139.4	304.4	0.000016	0.000006	0.000363	0.000048	0.000433	2311
070.Bor_K2_3MW	5139.8	304.5	0.000015	0.000011	0.000360	0.000049	0.000436	2296
071.Bor_K2_3MW	5140.2	304.5	0.000014	0.000040	0.000359	0.000051	0.000464	2153
072.Bor_K2_3MW	5140.6	304.6	0.000014	0.000131	0.000362	0.000054	0.000561	1784
073.Bor_K2_3MW	5141.0	304.6	0.000014	0.000422	0.000367	0.000055	0.000858	1166

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
074.Bor_K2_3MW	5135.1	304.7	0.000158	0.000419	0.000407	0.000068	0.001052	951
075.Bor_K2_3MW	5135.5	304.7	0.000119	0.000207	0.000395	0.000066	0.000787	1271
076.Bor_K2_3MW	5135.9	304.8	0.000088	0.000102	0.000382	0.000063	0.000635	1574
077.Bor_K2_3MW	5136.3	304.8	0.000077	0.000051	0.000372	0.000060	0.000559	1788
078.Bor_K2_3MW	5136.7	304.9	0.000062	0.000029	0.000376	0.000058	0.000525	1906
079.Bor_K2_3MW	5137.1	304.9	0.000058	0.000025	0.000372	0.000057	0.000511	1956
080.Bor_K2_3MW	5137.5	304.9	0.000053	0.000020	0.000371	0.000057	0.000501	1996
081.Bor_K2_3MW	5137.8	304.9	0.000048	0.000016	0.000374	0.000055	0.000493	2029
082.Bor_K2_3MW	5138.2	305.0	0.000042	0.000012	0.000387	0.000053	0.000494	2023
083.Bor_K2_3MW	5138.6	305.0	0.000037	0.000009	0.000386	0.000051	0.000483	2070
084.Bor_K2_3MW	5139.0	305.0	0.000033	0.000007	0.000368	0.000050	0.000459	2178
085.Bor_K2_3MW	5139.4	305.0	0.000030	0.000008	0.000361	0.000050	0.000448	2230
086.Bor_K2_3MW	5139.8	305.1	0.000029	0.000015	0.000365	0.000049	0.000458	2183
087.Bor_K2_3MW	5140.2	305.2	0.000028	0.000061	0.000375	0.000053	0.000517	1935
088.Bor_K2_3MW	5140.5	305.2	0.000026	0.000195	0.000368	0.000055	0.000644	1553
089.Bor_K2_3MW	5135.9	305.4	0.000186	0.000283	0.000401	0.000063	0.000933	1072
090.Bor_K2_3MW	5136.3	305.4	0.000136	0.000141	0.000395	0.000063	0.000735	1361
091.Bor_K2_3MW	5136.7	305.5	0.000130	0.000098	0.000399	0.000061	0.000687	1456
092.Bor_K2_3MW	5137.1	305.5	0.000112	0.000082	0.000387	0.000061	0.000642	1559
093.Bor_K2_3MW	5137.4	305.5	0.000106	0.000070	0.000384	0.000060	0.000620	1614
094.Bor_K2_3MW	5137.8	305.6	0.000094	0.000059	0.000389	0.000059	0.000600	1667
095.Bor_K2_3MW	5138.2	305.6	0.000086	0.000045	0.000402	0.000057	0.000590	1695
096.Bor_K2_3MW	5138.6	305.6	0.000076	0.000035	0.000386	0.000055	0.000553	1808
097.Bor_K2_3MW	5139.0	305.6	0.000072	0.000029	0.000371	0.000053	0.000525	1907
098.Bor_K2_3MW	5139.4	305.7	0.000063	0.000028	0.000371	0.000053	0.000515	1943
099.Bor_K2_3MW	5139.8	305.7	0.000059	0.000040	0.000376	0.000053	0.000529	1892
100.Bor_K2_3MW	5140.1	305.8	0.000054	0.000089	0.000384	0.000055	0.000582	1719
101.Bor_K2_3MW	5140.5	305.8	0.000051	0.000293	0.000390	0.000058	0.000792	1263
102.Bor_K2_3MW	5136.3	306.1	0.000369	0.000390	0.000423	0.000063	0.001245	803
103.Bor_K2_3MW	5136.6	306.1	0.000310	0.000328	0.000411	0.000064	0.001112	899
104.Bor_K2_3MW	5137.0	306.1	0.000248	0.000291	0.000410	0.000064	0.001012	988
105.Bor_K2_3MW	5137.4	306.1	0.000238	0.000244	0.000409	0.000064	0.000955	1047
106.Bor_K2_3MW	5137.8	306.2	0.000226	0.000210	0.000416	0.000063	0.000915	1093
107.Bor_K2_3MW	5138.2	306.2	0.000192	0.000172	0.000415	0.000062	0.000840	1190
108.Bor_K2_3MW	5138.6	306.2	0.000167	0.000145	0.000392	0.000060	0.000764	1308
109.Bor_K2_3MW	5139.0	306.3	0.000145	0.000121	0.000400	0.000059	0.000725	1380
110.Bor_K2_3MW	5139.3	306.3	0.000126	0.000120	0.000394	0.000059	0.000699	1430
111.Bor_K2_3MW	5139.7	306.4	0.000125	0.000140	0.000389	0.000058	0.000712	1405
112.Bor_K2_3MW	5140.1	306.4	0.000105	0.000246	0.000395	0.000060	0.000805	1242
113.Bor_K2_3MW	5140.5	306.4	0.000094	0.000419	0.000409	0.000060	0.000981	1019
114.Bor_K2_3MW	5138.9	306.9	0.000366	0.000422	0.000409	0.000065	0.001261	793
115.Bor_K2_3MW	5139.3	306.9	0.000326	0.000422	0.000411	0.000064	0.001224	817
116.Bor_K2_3MW	5139.7	307.0	0.000279	0.000420	0.000414	0.000064	0.001177	850
Totaal per jaar			0.006828	0.017627	0.042860	0.006677	0.073991	14
Dit is eens in .. jaar			146	57	23	150	14	

Tabel B1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel II variant 1 (3MW)

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
Routegebonden	0.006827	146	0.042854	23	0.049681	20
Niet-routegebonden	0.017627	57	0.006676	150	0.024303	41
Totaal	0.024454	41	0.049530	20	0.073984	14

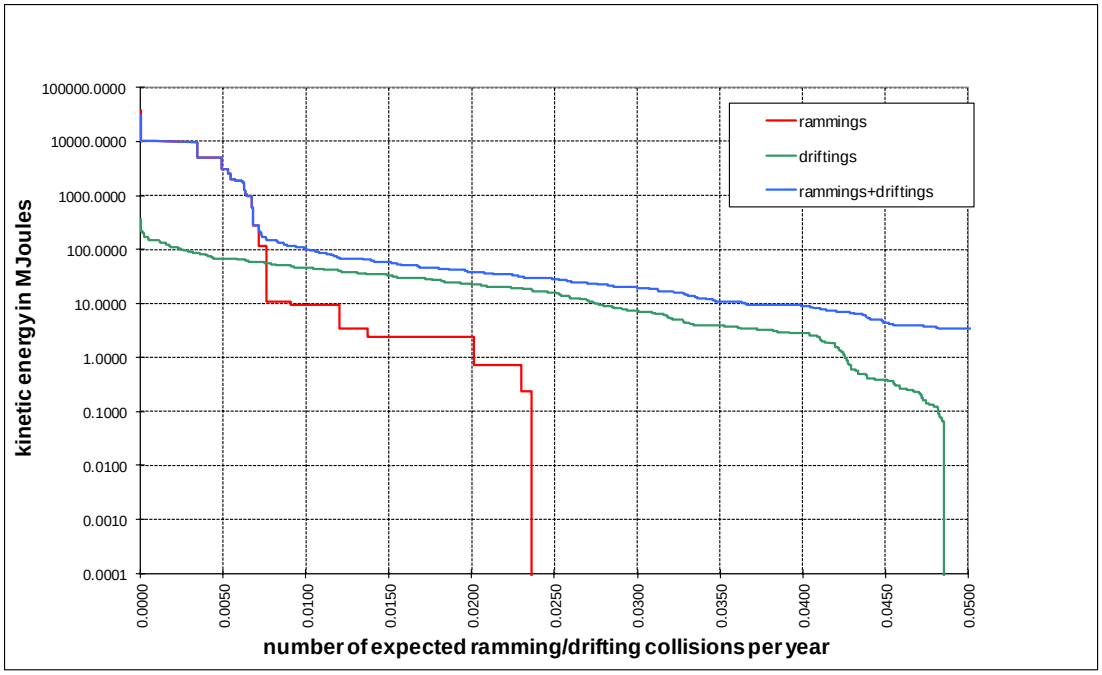
Tabel B1-3 Kans op een bepaalde schade soort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos[1]	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.000001	0.003283	0.000012	0.003296
Chemicaliëntanker	0.000001	0.006961	0.000008	0.006970
Gastanker	0.000000	0.001856	0.000012	0.001868
Container+ RoRo	0.000646	0.017283	0.005841	0.023770
Ferry	0.000006	0.000232	0.000062	0.000300
Overige R-schepen	0.000026	0.011921	0.001539	0.013486
N-schepen	0.000027	0.000017	0.024260	0.024304
alle	0.000707	0.041553	0.031734	0.073994

Tabel B1-4 Schade aan het totale windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)

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	0.001682	0.000000	0.015150	0.002215	0.006644	0.002215	0.023475	0.025690	39
Scheef	0.000000	0.000002	0.000001	0.000010	0.014713	0.000017	0.014714	0.000029	0.014743	68
Omvallen	0.000615	0.000074	0.005534	0.000682	0.025933	0.000015	0.032082	0.000772	0.032853	30
GosMos[1]	0.000068	0.000008	0.000611	0.000048	0.000000	0.000000	0.000680	0.000056	0.000736	1359
Totaal	0.000683	0.001766	0.006146	0.015890	0.042861	0.006676	0.049690	0.024332	0.074022	14

[1] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming



Figuur B1-2 ***Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer)***

Tabel B1-5 ***Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel II variant 1 (3MW)***

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%	5.8%	5.8%	0.5%	9.0%	9.5%	0.5%	14.8%	15.3%
1-3	0.0%	8.7%	8.7%	5.4%	0.1%	5.5%	5.4%	8.8%	14.2%
3-5	0.0%	2.3%	2.3%	7.7%	0.0%	7.7%	7.7%	2.3%	10.0%
5-10	0.0%	4.0%	4.0%	7.2%	0.0%	7.2%	7.2%	4.0%	11.2%
10-15	0.0%	1.9%	1.9%	3.0%	0.0%	3.0%	3.0%	1.9%	4.9%
15-50	0.0%	0.0%	0.0%	22.0%	0.0%	22.0%	22.0%	0.0%	22.0%
50-100	0.0%	0.0%	0.0%	8.7%	0.0%	8.7%	8.7%	0.0%	8.7%
100-200	0.0%	0.7%	0.7%	3.2%	0.0%	3.2%	3.3%	0.7%	3.9%
>200	9.2%	0.4%	9.6%	0.2%	0.0%	0.2%	9.5%	0.4%	9.8%
Totaal	9.2%	23.8%	33.1%	57.9%	9.0%	66.9%	67.1%	32.9%	100.0%

Tabel B1-6 ***Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine***

Uitstroom van bunkerolie in m^3	Windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
0.01-20	0.000004	242683	0.000
20-150	0.000574	1741	0.051
150-750	0.001005	995	0.400
750-3000	0.000623	1606	0.884
3000-10000	0.000061	16494	0.223
Totaal	0.002267	441	1.558

Tabel B1-7 Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Uitstroom van ladingolie in m^3	Windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000059	16894	0.029
750-3000	0.000072	13832	0.163
3000-10000	0.000345	2899	2.058
10000-30000	0.000055	18257	0.851
30000-100000	0.000001	742601	0.042
Totaal	0.000533	1878	3.144

Tabel B1-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine

Windpark Borssele Kavel II variant 1 (3MW)	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
	0.002267	441	1.558	0.000533	1878	3.144	357

Tabel B1-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

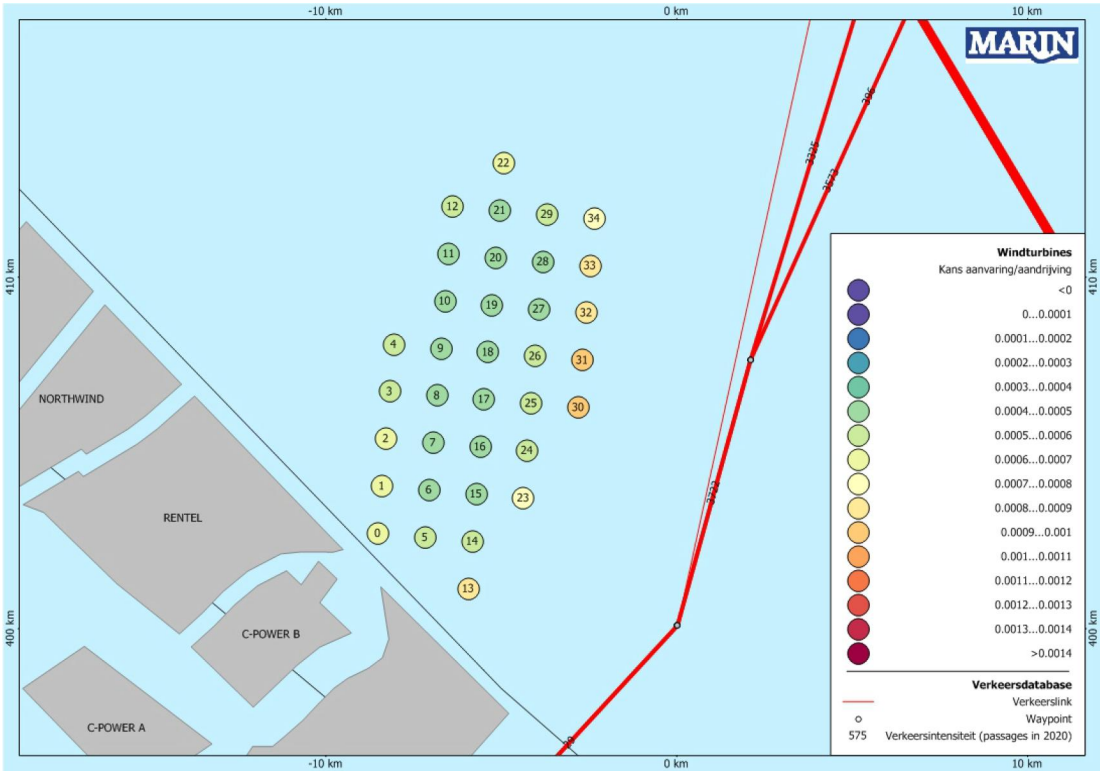
Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000139
Hoog ecologisch risico	0.000028
Gemiddeld ecologisch risico	0.000024
Gering ecologisch risico	0.000260
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000087
Totaal	0.000538
Eens in de … jaar	1859

Tabel B1-10 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	0.000001	1169591	0.92	0.000001	
Chemicaliëntanker	0.000000	0.000001	1503759	1.07	0.000001	
Gastanker	0.000000	0.000000	2020202	1.09	0.000001	
Container + RoRo	0.000065	0.000581	1548	1.60	0.001035	33272
Ferry	0.000001	0.000005	178571	47.08	0.000264	178571
Overige R-schepen	0.000003	0.000023	38625	1.07	0.000028	
N-schepen	0.000005	0.000022	36731	0.18	0.000005	
Totaal	0.000073	0.000633	1415	1.89	0.001333	28047

APPENDIX B2:

Resultaten windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)



Figuur B2-1 *Lay-out en aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)*

Tabel B2-1 *Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen turbines windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)*

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
000.Bor_K2_10M	5135.4	301.6	0.000008	0.000247	0.000338	0.000059	0.000651	1536
001.Bor_K2_10M	5136.1	301.7	0.000005	0.000246	0.000329	0.000056	0.000637	1571
002.Bor_K2_10M	5136.8	301.7	0.000004	0.000226	0.000321	0.000052	0.000603	1658
003.Bor_K2_10M	5137.5	301.8	0.000003	0.000201	0.000324	0.000046	0.000573	1745
004.Bor_K2_10M	5138.3	301.9	0.000002	0.000197	0.000324	0.000044	0.000567	1764
005.Bor_K2_10M	5135.3	302.8	0.000020	0.000086	0.000347	0.000054	0.000505	1978
006.Bor_K2_10M	5136.1	302.9	0.000014	0.000022	0.000339	0.000048	0.000423	2363
007.Bor_K2_10M	5136.8	302.9	0.000010	0.000022	0.000328	0.000046	0.000406	2464
008.Bor_K2_10M	5137.5	303.0	0.000008	0.000022	0.000335	0.000044	0.000408	2449
009.Bor_K2_10M	5138.2	303.1	0.000006	0.000025	0.000335	0.000042	0.000408	2452
010.Bor_K2_10M	5139.0	303.1	0.000004	0.000050	0.000351	0.000042	0.000448	2233
011.Bor_K2_10M	5139.7	303.2	0.000004	0.000099	0.000337	0.000041	0.000481	2077
012.Bor_K2_10M	5140.4	303.2	0.000004	0.000198	0.000337	0.000042	0.000581	1722
013.Bor_K2_10M	5134.6	303.9	0.000115	0.000231	0.000399	0.000057	0.000804	1245
014.Bor_K2_10M	5135.3	304.0	0.000057	0.000079	0.000374	0.000053	0.000562	1779
015.Bor_K2_10M	5136.0	304.0	0.000037	0.000027	0.000355	0.000048	0.000468	2137
016.Bor_K2_10M	5136.7	304.1	0.000028	0.000010	0.000348	0.000045	0.000431	2320
017.Bor_K2_10M	5137.5	304.1	0.000020	0.000004	0.000354	0.000042	0.000420	2382

Windturbine	Positie		Rammen		Driften		Totaal	Eens in de … jaar
	NB ggmm.m	OL ggmm.m	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
018.Bor_K2_10M	5138.2	304.2	0.000016	0.000004	0.000353	0.000040	0.000412	2424
019.Bor_K2_10M	5138.9	304.3	0.000014	0.000007	0.000363	0.000040	0.000423	2365
020.Bor_K2_10M	5139.7	304.3	0.000011	0.000013	0.000348	0.000040	0.000412	2430
021.Bor_K2_10M	5140.4	304.4	0.000011	0.000044	0.000349	0.000041	0.000444	2251
022.Bor_K2_10M	5141.1	304.4	0.000010	0.000220	0.000357	0.000044	0.000630	1588
023.Bor_K2_10M	5136.0	305.2	0.000118	0.000200	0.000383	0.000052	0.000753	1328
024.Bor_K2_10M	5136.7	305.3	0.000088	0.000073	0.000383	0.000050	0.000594	1684
025.Bor_K2_10M	5137.4	305.3	0.000067	0.000026	0.000368	0.000046	0.000507	1971
026.Bor_K2_10M	5138.2	305.4	0.000054	0.000021	0.000382	0.000044	0.000502	1994
027.Bor_K2_10M	5138.9	305.5	0.000047	0.000021	0.000355	0.000043	0.000466	2145
028.Bor_K2_10M	5139.6	305.5	0.000040	0.000021	0.000361	0.000042	0.000464	2153
029.Bor_K2_10M	5140.3	305.6	0.000035	0.000078	0.000370	0.000044	0.000527	1897
030.Bor_K2_10M	5137.4	306.5	0.000294	0.000207	0.000406	0.000052	0.000959	1043
031.Bor_K2_10M	5138.1	306.5	0.000284	0.000208	0.000406	0.000052	0.000950	1053
032.Bor_K2_10M	5138.9	306.6	0.000226	0.000211	0.000388	0.000051	0.000877	1141
033.Bor_K2_10M	5139.6	306.7	0.000164	0.000212	0.000387	0.000050	0.000814	1228
034.Bor_K2_10M	5140.3	306.7	0.000119	0.000214	0.000400	0.000049	0.000782	1278
Totaal per jaar			0.001946	0.003771	0.012534	0.001642	0.019892	50
Dit is eens in .. jaar			514	265	80	609	50	

Tabel B2-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor Borssele Kavel II variant 2 (10MW)

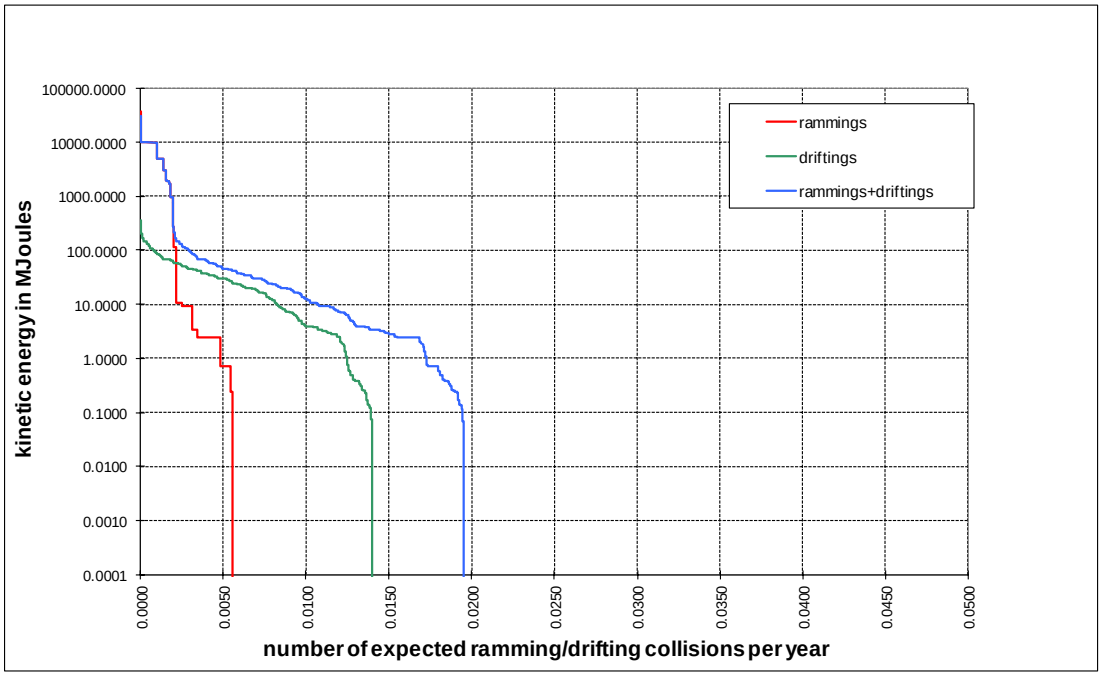
Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar	Aantal per jaar	Eens in de … jaar
Routegebonden	0.001939	516	0.012531	80	0.014470	69
Niet-routegebonden	0.003771	265	0.001641	609	0.005412	185
Totaal	0.005710	175	0.014172	71	0.019882	50

Tabel B2-3 ***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	0.000977	0.000004	0.000981
Chemicaliëntanker	0.000000	0.002003	0.000002	0.002005
Gastanker	0.000000	0.000528	0.000004	0.000532
Container+ RoRo	0.000184	0.005210	0.001663	0.007057
Ferry	0.000002	0.000071	0.000016	0.000089
Overige R-schepen	0.000007	0.003400	0.000409	0.003816
N-schepen	0.000006	0.000005	0.005402	0.005413
Totaal	0.000199	0.012194	0.007500	0.019893

Tabel B2-4 ***Schade aan het totale windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)***

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	0.000358	0.000000	0.003225	0.000585	0.001632	0.000585	0.005215	0.005800	172
Scheef	0.000000	0.000000	0.000000	0.000002	0.004157	0.000005	0.004157	0.000007	0.004164	240
Omvallen	0.000175	0.000018	0.001576	0.000162	0.007790	0.000004	0.009541	0.000184	0.009725	103
GosMos[1]	0.000019	0.000002	0.000174	0.000012	0.000000	0.000000	0.000194	0.000013	0.000207	4832
Totaal	0.000195	0.000378	0.001751	0.003400	0.012532	0.001641	0.014477	0.005419	0.019896	50



Figuur B2-2 ***Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau (routegebonden en niet-routegebonden verkeer)***

[1] Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel B2-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines van Borssele Kavel II variant 2 (10MW)

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%	4.6%	4.6%	0.5%	8.2%	8.7%	0.5%	12.8%	13.3%
1-3	0.0%	6.7%	6.7%	5.5%	0.1%	5.6%	5.5%	6.8%	12.3%
3-5	0.0%	1.8%	1.8%	8.0%	0.0%	8.0%	8.0%	1.8%	9.8%
5-10	0.0%	3.2%	3.2%	7.6%	0.0%	7.6%	7.6%	3.2%	10.8%
10-15	0.0%	1.7%	1.7%	3.3%	0.0%	3.3%	3.3%	1.7%	5.0%
15-50	0.0%	0.0%	0.0%	24.4%	0.0%	24.4%	24.4%	0.0%	24.4%
50-100	0.0%	0.0%	0.0%	9.8%	0.0%	9.8%	9.8%	0.0%	9.8%
100-200	0.0%	0.6%	0.6%	3.7%	0.0%	3.7%	3.7%	0.6%	4.3%
>200	9.7%	0.4%	10.1%	0.3%	0.0%	0.3%	10.0%	0.4%	10.4%
Totaal	9.8%	19.0%	28.7%	63.0%	8.3%	71.3%	72.8%	27.2%	100.0%

Tabel B2-6 Frequentie en volume van een uitstroom van bunkerolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Uitstroom van bunkerolie in m^3	Windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
0.01-20	0.000001	891204	0.000
20-150	0.000162	6155	0.014
150-750	0.000296	3376	0.119
750-3000	0.000188	5316	0.268
3000-10000	0.000019	53457	0.069
Totaal	0.000667	1500	0.470

Tabel B2-7 Frequentie en volume van een uitstroom van ladingolie als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Uitstroom van ladingolie in m^3	Windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)		
	Frequentie	Eens in de …. jaar	Gemiddelde uitstroom per jaar in m^3
20-150	0.000000		0.000
150-750	0.000017	59388	0.008
750-3000	0.000021	47122	0.048
3000-10000	0.000103	9697	0.617
10000-30000	0.000017	60372	0.257
30000-100000	0.000000	2453997	0.013
Totaal	0.000158	6323	0.943

Tabel B2-8 Uitstroom van ladingolie en bunkerolie als gevolg van een aandrijving met een windturbine

Windpark Borssele Kavel II variant 2 (10MW)	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
	0.000667	1500	0.470	0.000158	6323	0.943	1212

Tabel B2-9 Frequentie van uitstroom van chemicaliën als gevolg van een aandrijving van een windturbine

Ecologische risico-indicator	
Zeer hoog ecologisch risico	0.000040
Hoog ecologisch risico	0.000008
Gemiddeld ecologisch risico	0.000007
Gering ecologisch risico	0.000074
Verwaarloosbaar ecologisch risico	0.000025
Totaal	0.000154
Eens in de … jaar	6513

Tabel B2-10 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	5000000	1.64	0.000000	-
Chemicaliëntanker	0.000000	0.000000	6451613	1.35	0.000000	-
Gastanker	0.000000	0.000000	9090909	1.20	0.000000	-
Container + RoRo	0.000018	0.000165	5442	2.50	0.000460	79365
Ferry	0.000000	0.000001	625000	84.79	0.000136	625000
Overige R-schepen	0.000001	0.000007	137646	1.68	0.000012	-
N-schepen	0.000001	0.000005	157853	0.32	0.000002	-
Totaal	0.000021	0.000179	5014	3.06	0.000610	70423

Bijlage 7

Inventarisatie Flora- en faunawet

Bijlage VII: Inventarisatie Ffwet

VI.1 Aanleiding

In de Wet windenergie op zee 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. De basis van deze kaders met betrekking tot natuur vormen de Europese habitat- en vogelrichtlijn en daarmee aangepaste delen van de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet 1998) en de Flora- en faunawet (Ffwet).

Normaliter moet bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Ffwet zogeheten 'ontheffingen' worden aangevraagd. In de Wet windenergie op zee wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van zogeheten 'Vrijstellingen'.

VI.2 Vogels

VI.2.1 Inleiding

In een subkavel (kavel I of II) van windenergiegebied Borssele worden naar schatting jaarlijks 1.650 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine (Alternatief 2, 117 * 3 MW turbines met een rotordiameter van 121m) en 90 slachtoffer als gevolg van habitatverlies (kavel I) zoals blijkt uit Tabel VI.1 en uit het MER. Het betreft vooral vogels op seizoenstrek, maar ook zeevogels die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

De aantallen slachtoffers per soort zijn bepaald op basis van dichtheden vogels die zijn verzameld tijdens tellingen in het gebied (Vanermen *et al.* 2013). 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, geen slachtoffers vallen, zoals bijvoorbeeld roodkeelduiker en grote jager.

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), terwijl bijvoorbeeld de meerderheid van de steltlopers 's nachts langs zullen komen.

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing en achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Achtergronddocument bij het MER (Fijn *et al.* 2015, Bijlage X in het MER).

*Tabel VI.1 Jaarlijkse aantallen te verwachten slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele. Aanvaringen zijn berekend met het Extended Band Model (Band 2012) en voor een 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 vogeldichtheden uit scheepstellingen in en nabij het plangebied (Vanermen et al. 2013). Voor soortgroepen (onderaan de tabel) zijn aantallen slachtoffers bepaald op basis van radar- en visuele waarnemingen nabij OWEZ (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. submitted), echter dit betreft wel een minimum schatting omdat in de berekeningen geen informatie over nachtelijke fluxen op soortgroepniveau beschikbaar is.*

soort	sterfte door aanvaringen 117 * 3 MW ø 121 m	sterfte door habitatverlies kavel II	som
noordse stormvogel	0	4	4
jan-van-gent	24	7	31
stormmeeuw	22	8	30
kleine mantelmeeuw	156	22	178
zilvermeeuw	18	3	21
grote mantelmeeuw	46	14	76
dwergmeeuw	4	2	6
drieteenmeeuw	7	13	20
visdief	1	0	1
grote stern	1	1	2
alk	0	4	4
zeekoet	0	11	11
alk / zeekoet	0	1	1
ganzen en zwanen	52	n.v.t.	52
eenden	7	n.v.t.	7
reigers	9	n.v.t.	9
roofvogels en uilen	2	n.v.t.	2
steltlopers	6	n.v.t.	6
zangvogels	1257	n.v.t.	1257
Totaal	**1612**	**90**	**1702**

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 (Fijn *et al.* 2015, Bijlage X in het MER).

VI.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 ≤10x / jaar in Nederland zijn waargenomen [1], 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 waargenomen[1], 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).

[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.

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 habitattype(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 offshore windparken hebben.
- ze maar in zeer lage dichtheden voorkomen

Aantallen aanvaringsslachtoffers 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 137 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 Borssele (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 = 125). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en 's nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark.

De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (zie tabel VI.3). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit het Kader Ecologie en Cumulatie (Leopold *et al.* 2015) waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 offshore windparken 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 = 12). 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 137 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 (125 soorten) en lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (12 soorten) (Tabel VI.2).

Tabel VI.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 Borssele of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Selectie van soorten heeft plaatsgevonden middels de hiervoor beschreven selectiemethodiek.

3b soorten			
kleine zwaan	boomvalk	roek	zwarte roodstaart
kleine rietgans	slechtvalk	goudhaan	gekraagde roodstaart
grauwe gans	waterral	zwarte mees	paapje
kolgans	waterhoen	boomleeuwerik	roodborsttapuit
grote Canadese gans	meerkoet	veldleeuwerik	tapuit
brandgans	scholekster	strandleeuwerik	bonte vliegenvanger
rotgans	kluut	oeverzwaluw	heggenmus
bergeend	bontbekplevier	boerenzwaluw	ringmus
tafeleend	goudplevier	huiszwaluw	gele kwikstaart
kuifeend	zilverplevier	tjiftjaf	noordse kwikstaart
topper	kievit	fitis	grote gele kwikstaart
krakeend	kanoet	grasmus	witte kwikstaart
smient	drieteenstrandloper	tuinfluiter	rouwkwikstaart
slobeend	bonte strandloper	zwartkop	boompieper
wilde eend	watersnip	sprinkhaanzanger	graspieper
pijlstaart	houtsnip	snor	oeverpieper
zomertaling	grutto	spotvogel	vink
wintertaling	rosse grutto	kleine karekiet	keep
kwartel	regenwulp	rietzanger	groenling
blauwe reiger	wulp	pestvogel	putter
lepelaar	oeverloper	winterkoning	sijs
dodaars	zwarte ruiter	spreeuw	kneu
fuut	groenpootruiter	beflijster	grote barmsijs
roodhalsfuut	tureluur	merel	kruisbek
kuifduiker	steenloper	kramsvogel	goudvink
geoorde fuut	dwergstern	zanglijster	appelvink
bruine kiekendief	zwarte stern	koperwiek	sneeuwgors
blauwe kiekendief	koekoek	grote lijster	ijsgors
sperwer	ransuil	grauwe vliegenvanger	rietgors
visarend	velduil	roodborst	
torenvalk	gierzwaluw	nachtegaal	
smelleken	kauw	blauwborst	

3c soorten			
noordse stormvogel	dwergmeeuw	zilvermeeuw	grote stern
jan-van-gent	stormmeeuw	grote mantelmeeuw	zeekoet
drieteenmeeuw	kleine mantelmeeuw	visdief	alk

VI.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 VI.3).

Tabel VI.3 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

	maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren
	Aanlegfase en verwijderingsfase			
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
	Operationele fase			
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 mogelijk uitgevoerd
3	Borssele zoveel mogelijk aan laten sluiten op de Vlaamse alternatieven.	Leidt tot een kleiner totaal oppervalk en daarmee tot minder verstoring	In verband met voorkomen windafvang is aan te houden afstand aan minimum gebonden. Bovendien ligt windenergiegebied Borssele al vast	Nee
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 Borssele ligt vast (kavelgrenzen); verkleinen park met behoud vermogen (350 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-aantrekkend; 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	Wordt overwogen
	Vleermuizen			
10	opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag (schemering).	De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige windomstandigheden gemeten. Stilstand bij lage windsnelheid in relevant seizoen/tijdstip voorkomt aanvaringen van trekkende vleermuizen.	Het is (op land) aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald et al. 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Wordt overwogen

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. 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).

VI.2.4 Methode beoordeling sterfte t.o.v. Gunstige Staat van Instandhouding

In VI.2.5 en VI.2.6 wordt onderbouwd of voor de 137 soorten die jaarlijks als slachtoffer in het plangebied verwacht 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 soorten[2]. 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 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.* 2013[3]).

[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.

[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.

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).

VI.2.5 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (125) van de 137 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in windenergiegebied Borssele, 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 VI.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 VI.4).

Een effect op de GSI kan voor al deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

Tabel VI.4 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulten sterfte (incl. bron) en 1%-criterium van vogelsoorten 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 Borssele. Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel VI.1

soort	populatie-grootte	bron[1]	adult sterfte	bron[2]	1%-morta-liteits norm
kleine zwaan	18000	4	0,178	BTO	32
kleine rietgans	63000	5	0,171	BTO	108
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
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
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

Tabel VI.4 Vervolg

soort	populatie-grootte	bron[1]	adult sterfte	bron[2]	1%-morta-liteits norm
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
dwergstern	33000	5	0,101	BTO	33
zwarte stern	500000	5	0,102	grote stern	510
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
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

Tabel VI.4 Vervolg

soort	populatie-grootte	bron[1]	adult sterfte	bron[2]	1%-morta-liteits norm
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
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
sneeuwgors	100000	1	0,37	BTO	370
ijsgors	1000000	1	0,37	sneeuwgors	3700
rietgors	1000000	1	0,458	BTO	4580

Tabel VI.4 Toelichting

[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).

VI.2.6 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

De overige 12 van de 137 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 op de GSI nader onderbouwd (Tabel VI.5)

Wanneer de additionele sterfte getoetst wordt aan de grootte van de voor Nederland relevante populatie in de Nederlandse EEZ, is de maximale sterfte van jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel VI.5). De voorspelde sterfte van stormmeeuw en zilvermeeuw ligt net onder de 1%-mortaliteitsnorm. 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, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, zeekoet en alk op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Voor de jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw is nader onderzocht of de voorspelde additionele sterfte effect heeft op de GSI van de betreffende populaties.

Tabel VI.5 Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor windenergiegebied Borssele 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 (Bijlage X). In rood wordt weergegeven wanneer een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm optreedt.

soort	populatie-grootte[1]	1%-mortali-teitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	4	0,1
jan-van-gent	27.213	22	24	7	1,4
drieteenmeeuw	137.200	81	7	13	0,2
dwergmeeuw	22.577	23	4	2	0,3
stormmeeuw	30.399	43	22	8	0,7
kleine mantelmeeuw	108.626	95	156	22	1,9
zilvermeeuw	23.370	28	18	3	0,7
grote mantelmeeuw	34.944	30	46	14	1,5
visdief	4.990	5	1	0	0,2
grote stern	39.270	40	1	1	0,0
zeekoet	917.063	495	0	11	0,0
alk	76.926	77	0	4	0,1

[1]Poot *et al.* 2013, schatting van de populatie in de volledige Nederlandse EEZ

Het potentiële effect van de voorspelde sterfte op de populaties is op twee manieren beschouwd. Ten eerste door een vergelijking te maken met de resultaten van gedetailleerde *populatiemodellering* voor de kleine mantelmeeuw (§VI.2.5.1) en ten tweede door de *Potential Biological Removal (PBR)* voor de betreffende populaties te bepalen (§VI.2.5.2).

VI.2.6.1 Beschouwing in het kader van het populatiemodel kleine mantelmeeuw

Ten behoeve van de realisatie van windparken in de Noordzee is voor de kleine mantelmeeuw een populatiemodel ontwikkeld 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 (Lensink & van Horssen 2012). In dit populatiemodel spelen overleving, reproductie en *floaters* (adulte vogels die niet deelnemen aan het broedproces) een belangrijke rol. Daarnaast is ook rekening gehouden met dichtheidsafhankelijkheid, oftewel terugkoppelingsmechanismen die zorgen dat de populatieomvang in overeenstemming blijft met de draagkracht.

De modelanalyses zijn uitgevoerd voor de wijfjes van de broedpopulatie kleine mantelmeeuwen in Nederland. Daarbij is bij wijze van *worst case* scenario en vanwege de eigenschappen van het model aangenomen dat additionele sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines alleen optreedt onder volwassen vrouwtjes die deelnemen aan het broedproces (Lensink & van Horssen 2012). Uit de modelberekeningen blijkt dat bij een additionele sterfte van 1%[4] binnen de broedpopulatie nauwelijks sprake is van een afname in populatieomvang en dat de populatie (als gevolg van de dichtheidsafhankelijkheid) op een lager niveau stabiliseert. Bij 0% floaters en jaarlijks 1%[4] extra slachtoffers is de populatieomvang 15 jaar na aanvang van de jaarlijkse additionele sterfte ongeveer 5% kleiner dan voor het optreden van additionele sterfte. Bij een groter aandeel floaters zijn de effecten van een gelijkblijvend aandeel slachtoffers nog kleiner (Lensink & van Horssen 2012).

Op grond van bovenstaande kan worden geconcludeerd dat voor de kleine mantelmeeuw 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 (Gyimesi & Lensink 2012; 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.

Toepassing populatiemodel-kennis op sterfte in windenergiegebied Borssele

Met bovenstaande kennis kan nader bepaald worden wat de additionele sterfte van jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw in windenergiegebied Borssele voor de populatie van betreffende soorten in de Nederlandse EEZ betekent.

De jan-van-gent, stormmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw zijn wat betreft broedecologie en populatiestructuur vergelijkbaar met de kleine mantelmeeuw. Alle vier de soorten broeden in kolonies, leven relatief lang en kennen dan ook een hoge

[4] In de modelberekeningen is een additionele sterfte van 1% van de (broed)populatie als minimum gehanteerd en dus niet 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van deze populatie. In de berekeningen is uitgegaan van een populatie van 92.400 kleine mantelmeeuwen (vrouwtjes). Een additionele sterfte van 1% van deze populatie betreft dan ook 924 vogels. In de modelberekeningen is uitgegaan van een adulte sterfte van 8,7%. De berekening van de 1%-mortaliteitsnorm voor de betreffende populatie is dan als volgt: 1%-mortaliteitsnorm = 92.400 * 0,087 * 0,01 = 80 wijfjes. Dit betekent dat de gemodelleerde additionele sterfte van 1% van de populatie, ruim 11% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte betreft.

overleving van volwassen vogels en relatief lage reproductie (Tabel VI.6). Daarnaast hebben alle soorten een relatief hoog aandeel floaters in de populatie (>25%, afgeleid uit figuur 3 en appendix 1 in Gyimesi & Lensink 2012).

Tabel VI.6 Vergelijking van ecologische eigenschappen van kleine mantelmeeuw, jan-van-gent, stormmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw. Bron = BTO BirdFacts, http://www.bto.org/about-birds/birdfacts tenzij anders vermeld. 1) Dit betreft de gemiddelde levensduur van vogels die de leeftijd waarop voor het eerst wordt gebroed hebben bereikt. Vogels die als kuiken of subadult sterven zijn dus niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde levensduur. KLM = kleine mantelmeeuw, JVG = jan-van-gent, SRM = stormmeeuw, ZVM = zilvermeeuw, GRM = grote mantelmeeuw.

	KLM	JVG	SRM	ZVM	GRM
gemiddelde levensduur (jaren)[1]	15	17	10	12	?
leeftijd eerste reproductie (jaren)	4	5	3	4	4
eieren per legsel	3	1	3	3	2-3
aantal legsels per jaar	1	1	1	1	1
overleving adult	0,913	0,919	0,860	0,880	0,930*

* Garthe & Hüppop (2004)

Dit betekent dat de conclusies die op basis van gedetailleerde populatiemodellering voor de kleine mantelmeeuw getrokken zijn, goeddeels ook gelden voor de jan-van-gent, stormmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw.

Voor alle vijf de soorten kan daarom met zekerheid gesteld worden dat de additionele sterfte minimaal enkele procenten van de jaarlijkse natuurlijke sterfte kan bedragen voor er mogelijk sprake is van een effect op de GSI van de betrokken populaties.

VI.2.6.2 Beschouwing in het kader van *Potential Biological Removal*

Een tweede (reken)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:

$$\lambda_{max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{((s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2)}}{2\alpha} \qquad (3)$$

Voor de populaties van de jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw 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 VI.7) en niet het gemiddelde zoals in tabel VI.2 weergegeven.

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 jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw *rf* = 0,5 toegepast en voor de zilvermeeuw uit voorzorg *rf* = 0,1. De populaties van de jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw laten geen duidelijk dalende trend zien. Voor de zilvermeeuw is dit wel het geval en daarom is uit voorzorg rf = 0.1 gehanteerd, ook al is de IUCN *world status* van de soort *least concern*.

*Tabel VI.7 Berekening van de PBR voor jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw in de Nederlandse EEZ. 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. * = voorspelde sterfte voor alternatief 1 (tabel VI.2). JVG = jan-van-gent, SRM = stormmeeuw, KLM = kleine mantelmeeuw, ZVM = zilvermeeuw, GRM = grote mantelmeeuw. Zie tabel VI.3 voor de bronnen gebruikt voor s en α.*

soort	s	α	λ_{max}	R_{max}	N_{min}	*rf*	PBR	sterfte*
JVG	0,919	5	1,10	0,10	23.970	0,5	593	31
SRM	0,860	3	1,17	0,17	29.950	0,5	1.305	30
KLM	0,913	4	1,12	0,12	108.626	0,5	3.216	178
ZVM	0,880	4	1,13	0,13	23.028	0,1	154	21
GRM	0,930	4	1,11	0,11	30.030	0,5	815	60

Voor alle vijf de soorten geldt dat de voorspelde sterfte 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 Borssele 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 offshore windparken.

VI.2.7 Conclusie

Voor de **stormmeeuw** en de **zilvermeeuw** is de voorspelde additionele sterfte net kleiner dan de 1%-mortaliteitsnorm van de populatie in de Nederlandse EEZ.

Voor de **jan-van-gent, kleine mantelmeeuw** en **grote mantelmeeuw** bedraagt de voorspelde sterfte ten gevolge van een windpark in windenergiegebied Borssele maximaal 1,9% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ.

Uit de vergelijking met de resultaten van het populatiemodel opgesteld voor de kleine mantelmeeuw blijkt dat de populaties van stormmeeuw en zilvermeeuw in principe (ruim) meer dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte als additionele sterfte kunnen dragen. De voorspelde sterfte ligt daarnaast ver onder de PBR.

Uit de vergelijking met de resultaten van het populatiemodel van de kleine mantelmeeuw blijkt dat de populaties van jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw een dergelijke additionele sterfte zouden moeten kunnen dragen. De voorspelde sterfte ligt daarnaast onder de PBR.

Op basis van beide beoordelingsmethoden kan voor jan-van-gent, stormmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw met zekerheid uitgesloten worden dat realisatie van een windpark in Kavel II in windenergiegebied Borssele zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

Voor de grote mantelmeeuw en met name de zilvermeeuw moet echter wel rekening gehouden worden met dat de voorspelde sterfte slechts beperkt lager is

dan de PBR (de additionele sterfte bepaald resp. 7% en 14% van de totale sterfte) en dat ook de overige door mensen veroorzaakte sterfte elders in de flyway meegeteld moet worden. Dit wordt deels verder toegelicht door Leopold *et al.* (2015). Wel is het zo dat de PBR is op een conservatieve manier berekend is, dus de ruimte die er is zal waarschijnlijk iets groter zijn, maar omdat de populatie zilvermeeuwen een duidelijk dalende trend vertoond kan daar niet vanuit gegaan worden. Daarnaast moet ook worden opgemerkt dat een groot deel van de slachtoffers jonge vogels en/of 'floaters' (vogels die niet deelnemen aan het broedproces) zal betreffen. Dat heeft een kleinere invloed op de populatieomvang dan de sterfte van adulte wijfjes die actief deelnemen aan het broedproces (zoals aangenomen in het populatiemodel).

VI.3 Vleermuizen

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in een windpark in een kavel in windenergiegebied Borssele voor de ruige dwergvleermuis 111 slachtoffers per jaar bedraagt (alternatief 1 en 2). Voor de rosse vleermuis bedraagt dit 3 slachtoffers per jaar (alternatief 1 en 2), 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.

Effecten op populatieniveau zijn op grond van kennis uit windparken op land uit te sluiten, echter een kwantitatieve beoordeling is hier nog niet gedaan, in lijn met het advies van de Commissie MER op de Notitie Reikwijdte en Detailniveau voor de windparken in windenergiegebied Borssele. Een dergelijke analyse is ook lastig te doen door de huidige onbekendheid van populatiegrootte en PBR waarden voor de verschillende soorten vleermuizen, en daarmee dus de gevolgen van de sterfte voor de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties.

VI.4 Zeezoogdieren

VI.4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel II van het windpark Borssele 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 10 van de Ffwet en daarmee dus ook van de Wet windenergie op zee (2014).

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 VI.4.3 worden mogelijke mitigerende maatregelen behandeld, en wordt ingegaan op de gevolgen van het toepassen van deze maatregelen.

VI.4.3 Bruinvissen

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid in het Kader Ecologie en Cumulatie voorgestelde maximaal toelaatbare jaarlijkse populatieafname van 1.275 dieren als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde jaarlijkse afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van een windpark in kavel II is opgenomen in Tabel 4.2 (zie Tabel 4.3 voor berekende waarden). Hieruit blijkt dat de GSI van de bruinvispopulatie niet in het geding is als het windpark wordt aangelegd volgens alternatief 1 (35 turbines van 10 MW, hei-energie 3.000 kJ), maar dat effecten op de GSI niet zijn uit te sluiten als wordt uitgegaan van aanleg van alternatief 2 (117 turbines van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ) in het voorjaar. Als gevolg van de lagere bruinvisdichtheid in de zomer en het najaar is de GSI niet in het geding als alternatief 2 in die seizoenen zou worden aangelegd. Als het park wordt aangelegd volgens alternatief 2 (117 turbines van 3 MW, hei-energie 1.000 kJ) wordt de waarde in het voorjaar met 459 dieren overschreden als alle funderingen op de meest ongunstige locatie zouden worden geheid (waterdiepte conform paalpositie 7; zie MER hoofdstuk 7 voor nadere toeleiding op posities en waterdiepte). Ook als de voor de twee onderzochte posities berekende waarden worden gemiddeld, wordt de maximaal toelaatbare afname van 1.275 dieren nog met 77 dieren overschreden (= (1.734 + 970)/2 – 1.275). Bij de constructie van het windpark volgens alternatief 2 in het voorjaar zijn significante effecten op de populatie dus niet uit te sluiten.

De conclusie is dat constructie van alternatief 2 in het voorjaar alleen mogelijk is als:

- De turbines op de meest gunstige (ondiepe) paalposities worden geplaatst, waardoor het oppervlak binnen de verstoringscontour relatief klein is; en/of

- Mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; ook hierdoor neem het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af.

Tabel 4.2 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van een windpark in kavel II in verschillende seizoenen. Groen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten. ('max': maximale waterdiepte; 'min': minimale waterdiepte)

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1						
alternatief 2						

Tabel 4.3 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windpark Borssele in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname). Overschrijding van de maximaal toelaatbare jaarlijkse afname van 1.275 dieren is in rood weergegeven. ('max': maximale waterdiepte; 'min': minimale waterdiepte)

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)					
	voorjaar		zomer		najaar	
	max	min	max	min	max	min
alternatief 1	810	489	274	165	227	137
alternatief 2	**1.734**	970	586	328	486	272

VI.4.3 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 (het aantal dieren dat verstoord wordt x het aantal dagen dat verstoring optreedt) maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permament threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices', 'soft start' procedures en een lagere hei-energie. Door deze maatregelen zwemmen dieren naar een voldoende afstand van de heilocatie voordat het heien op vol vermogen plaatsvindt, zodat geen permanente gehoorschade optreedt.

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 verstoorde 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.

Het oppervlak verstoord gebied beperken

Dit oppervlak kan op de volgende wijze worden beperkt:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten (zoals Borssele) voor de funderingen locaties met een relatief gering waterdiepte te kiezen; dit kan tot een factor 3 in oppervlakte verstoord gebied verschillen (zie Tabel 4.2 en Tabel 4.3);
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte; verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind
- De propagatie van geluid te beperken door het toepassen van bellenschermen e.d.

In Duitsland is een norm gesteld aan de propagatie van heigeluid: op 750 m van de heilocatie mag de SEL_1 niet meer dan 160 dB re μPa^2s bedragen. Voor een windpark in de kavels I en II is door TNO berekend wat toepassing van deze norm op de verschillende paalposities zou betekenen voor het oppervlak verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde zeezoogdieren. In onderstaande Tabel 4.5 en Tabel 4.6 is te zien dat met het toepassen van deze norm de effecten op de bruinvispopulatie meer dan 10-maal zo klein zijn en dat bij toepassen van deze norm de maximaal toelaatbare jaarlijkse populatiereductie van 1.275 dieren bij de aanleg van de twee kavels voor beide alternatieven in geen enkel geval wordt overschreden, ook niet als aanleg van beide kavels gelijktijdig gebeurt (cumulatieve effect).

Tabel 4.5 Cumulatieve effecten van heien voor het in één jaar aanleggen van een windpark in kavel I en II (alternatief 1: 2 x 35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) op de bruinvispopulatie op het NCP zonder toepassen van een geluidsnorm en met het toepassen van een geluidsnorm van 160 dB.

Aanleg in… kavel…		bruinvisverstoringsdagen		populatiereductie (5-percentiel)	
voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		165.004	15.109	2.129	**192**
I	II	128.206	10.593	1.654	**135**
II	I	83.046	8.751	**1.071**	**111**
	I, II	46.248	4.235	**597**	**54**

Tabel 4.6: als Tabel 4.5 voor alternatief 2: 2 x 117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ.

Aanleg in… kavel…		bruinvisverstoringsdagen		populatiereductie (5-percentiel)	
voorjaar	najaar	zonder norm	met norm	zonder norm	met norm
I, II		345.696	50.507	4.459	**641**
I	II	269.079	35.410	3.471	**450**
II	I	173.509	29.252	2.238	**372**
	I, II	96.892	14.156	**1.250**	**180**

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 als gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Beperking van het aantal impulsdagen

Uit de analyses blijkt dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal te heien funderingen van alternatief 2 t.o.v. alternatief 1 en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, pakt dus gunstiger uit dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. Het halen van een relatief lage geluidsnorm van 160 dB zal echter bij het gebruik van hoge hei-energieën waarschijnlijk niet eenvoudig zijn. Uit, door TNO uitgevoerde berekeningen blijkt echter dat ook bij het hanteren van een hogere geluidsnorm (dan 160 dB) effecten op de bruinvispopulatie waarschijnlijk aanvaardbaar zijn (Heinis & de Jong, in prep.).

VI.4.2 Zeehonden

Voor zeehonden kunnen populatie-effecten worden uitgesloten, omdat:

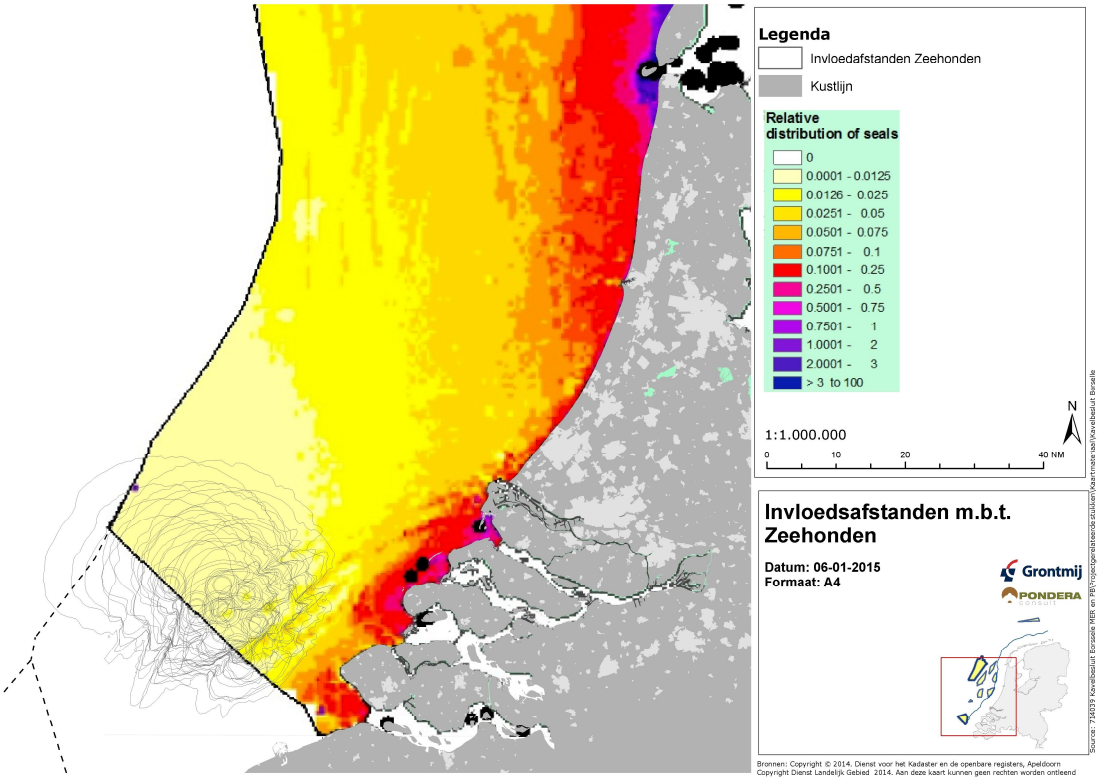
- Het tijdelijke effecten betreft (35 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 117 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied laag is (zie Tabel 4.1);
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie Figuur 4.1), waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust minimaal ca. 10 km bedraagt, wat betekent dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Tabel 4.1 Effecten van heien voor de aanleg van een windpark in kavel II op het gedrag van gewone zeehonden. Weergegeven is het voor twee onderzochte windcondities en locaties (positie 7 en 8) gemiddelde aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de geluidscontour kunnen bevinden waar de grenswaarde voor mijding wordt overschreden. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 8.000 dieren. (zie hoofdstuk 7 in het MER voor een toelichting op de gehanteerde windsnelheden, locaties en berekeningswijze van de dierverstoringsdagen)

	Alternatief 1		Alternatief 2	
	hei-energie 3.000 kJ		hei-energie 1.000 kJ	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Zeehonden binnen contour (n)	6	5	4	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,08	0,06	0,05	0,04
Dierverstoringsdagen[1] (n)	213	174	422	341
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 – 193		3 – 381	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 2,4		0,04 – 4,8	

[1] het aantal dieren dat verstoord wordt x het aantal dagen dat verstoring optreedt

Figuur 4.1 Verstoringscontouren (grijze lijnen) voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde relatieve dichtheden van de gewone zeehond door Brasseur et al. (2012) bij heien van funderingen voor offshore windpark Borssele.



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 voor nadere toelichting); ook voor de grijze zeehond komt de GSI dan ook niet in het geding.

VI 4.3 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.

VI.5 Vissen

Huidige situatie en autonome ontwikkeling

Huidige situatie

In de Noordzee zijn ruim 250 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan, 2005). Een belangrijk deel van deze vissen (circa 90 soorten) is beschermd in het kader van de Ff-wet (zie onderstaande tabel).

Met het voorkomen op het NCP (zie zesde kolom in onderstaande tabel) wordt de rol die het NCP voor een vissoort speelt aangeduid. Hierbij wordt in principe het voorkomen aangegeven zoals die oorspronkelijk was, maar voor veel soorten is dit niet bekend en is het voorkomen gedurende de afgelopen decennia aangegeven:

- V: vagrant/dwaalgast/sporadisch (het NCP valt buiten het normale verspreidingsgebied, zelden

aangetroffen);

- M: regular migrant (in het NCP aanwezig tijdens bepaalde seizoenen/stadia, voor groei en/of

overwintering);

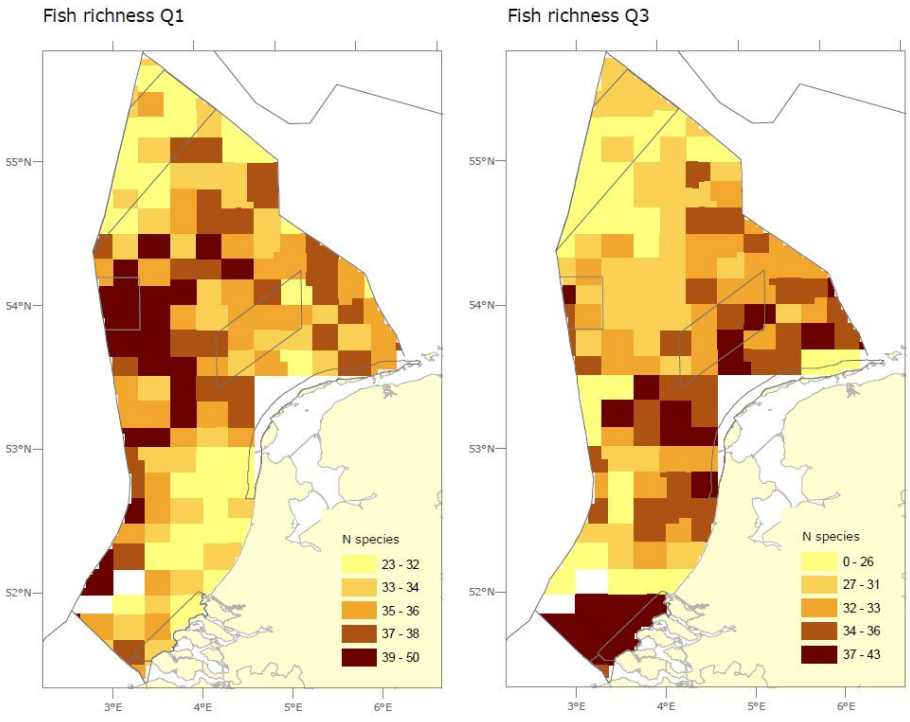
- MS: migrant spawner (in het NCP aanwezig tijdens het paaiseizoen);
- S: resident spawners (jaarrond aanwezig in het NCP en aldaar ook paaiend);
- R: regular visitor (geregeld voorkomend op het NCP);
- U: uncommon (onregelmatig voorkomend, c.q. in bepaalde jaren)
- -: no observations.

Bescherming zoutwatervissen (Keeken, O.A. van et al, 2010)

Nederlandse naam	Latijnse naam	F&F	Rode lijst	Aanwezigheid	Voorkomen NCP	Trend
Adderzeenaald	Entelurus aequoreus	2	bedreigd	zeldzaam	S	onbekend
Atlantische steur	Acipenser sturio	3_IV	OSPAR	verdwenen	M	onbekend
Baillon's lipvis	Crenilabrus bailloui	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Blauwe haai	Prionace glauca	2	IUCN	niet op NCP	-	
Blauwkeeltje	Helicolenus dactylopterus	2		niet op NCP	-	
Blonde rog	Raja brachyura	2		minder algemeen	R	gelijk
Bokvis	Boops boops	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Botervis	Pholis gunnellus	2	kwetsbaar	minder algemeen	S	gelijk
Braam	Brama brama	2		zeldzaam	V	onbekend
Brakwatergrondel	Pomatoschistus microps	2		minder algemeen	S	onbekend
Dikkopje	Pomatoschistus minutus	2		zeer algemeen	S	onbekend
Dikrugtong	Microchirus variegatus	2		niet op NCP	-	
Driedradige meun	Gaidropsarus vulgaris	2	kwetsbaar	zeldzaam	V	onbekend
Dwergbolk	Trisopterus minutus	2		algemeen	S	gelijk
Dwergbot	Phrynorhombus norvegicus	2		zeldzaam	U	onbekend
Evervis	Capros aper	2		zeldzaam	V	onbekend
Franse tong	Solea lascaris	2		zeldzaam	V	onbekend
Gaffelmakreel	Trachinotus ovatus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Gehoornde slijmvis	Parablennius gattorugine	2		zeldzaam	V	onbekend
Gemarmerde sidderrog	Torpedo marmorata	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Gestreepte bokvis	Sarpa salpa	2		niet op NCP	-	
Gestreepte lipvis	Labrus bimaculatus	2		niet op NCP	-	
Gestreepte poon	Trigloporus lastoviza	2		zeldzaam	V	onbekend
Gevlekte gladde haai	Mustelus asterias	2	gevoelig	minder algemeen	R	toenemend
Gevlekte griet	Zeugopterus punctatus	2	gevoelig	zeldzaam	V	onbekend
Gevlekte lipvis	Labrus bergylta	2		zeldzaam	S	onbekend
Gevlekte pitvis	Callionymus maculatus	2		niet op NCP	-	
Glasgrondel	Aphia minuta	2	ernstig bedreigd	zeer algemeen	S	onbekend
Golfrog	Raja undulata	2		zeldzaam	V	onbekend

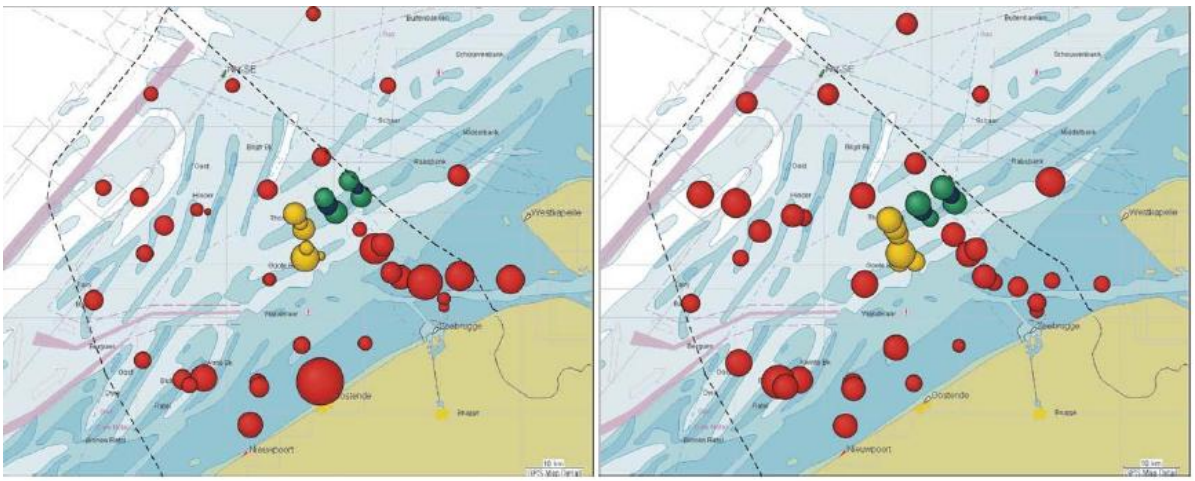
Nederlandse naam	Latijnse naam	F&F	Rode lijst	Aanwezigheid	Voorkomen NCP	Trend
Goudharder	Liza aurata	2		zeldzaam	V	onbekend
Groene zeedonderpad	Taurulus bubalis	2		zeldzaam	S	gelijk
Groenlandse haai	Somniosus microcephalus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Grote koornaarvis	Atherina presbyter	2	bedreigd	minder algemeen	S	onbekend
Grote zeenaald	Syngnathus acus	2		minder algemeen	S	onbekend
Harnasmannetje	Agonus cataphractus	2		algemeen	S	gelijk
Hondshaai	Scyliorhinus canicula	2		minder algemeen	S	toenemend
Houting	Coregonus oxyrinchus	3_IV	OSPAR	zeer zeldzaam	U	onbekend
IJslandse bandvis	Lumpenus lampretaeformis	2		zeldzaam	V	afnemend
Kathaai	Scyliorhinus stellaris	2		zeldzaam	V	onbekend
Kleine pieterman	Echiichthys vipera	2		zeer algemeen	S	toenemend
Kleine roodbaars	Sebastes viviparus	2		niet op NCP	-	
Kleine slakdolf	Liparis montagui	2	gevoelig	zeldzaam	V	onbekend
Kleine wormzeenaald	Nerophis lumbriciformis	2		zeldzaam	V	onbekend
Kleine zeenaald	Syngnathus rostellatus	2		algemeen	S	onbekend
Kleine zilversmelt	Argentina sphyraena	2		niet op NCP		
Kleinoogrog	Raja microocellata	2	IUCN	zeer zeldzaam	V	onbekend
Kleurige grondel	Pomatoschistus pictus	2		minder algemeen	S	onbekend
Kliplipvis	Ctenolabrus rupestris	2		niet op NCP	-	
Koekoeksrog	Raja naevus	2		zeldzaam	V	gelijk
Kristalgrondel	Crystallogobius linearis	2		algemeen	S	onbekend
Lichtend sprotje	Maurolicus muelleri	2		zeldzaam	V	onbekend
Lozano's grondel	Pomatoschistus lozanoi	2		algemeen	S	onbekend
Maanvis	Mola mola	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Makreelgeep	Scomberesox saurus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Murray's zeedonderpad	Triglops murrayi	2		niet op NCP	-	
Noorse grondel	Pomatoschistus norvegicus	2		niet op NCP	-	
Noorse meun	Ciliata septentrionalis	2		zeldzaam	V	onbekend
Ombervis	Argyrosomus regius	2		zeldzaam	V	onbekend
Paganelgrondel	Gobius paganellus	2		zeldzaam	U	onbekend
Parelvis	Echiodon drummondi	2		niet op NCP	-	
Pitvis	Callionymus lyra	2		algemeen	S	gelijk
Rasterpitvis	Callionymus reticulatus	2		minder algemeen	S	onbekend
Reuzenhaai	Cetorhinus maximus	2	IUCN, OSPAR, CITES	zeldzaam	R	onbekend
Rivierprik	Lampetra fluviatilis	2	IUCN	zeldzaam	M	onbekend
Rode zeebrasem	Pagellus bogaraveo	2		zeldzaam	V	onbekend
Schorpioengrondel	Lebetus scorpioides	2		niet op NCP	-	
Schurftvis	Amoglossus laterna	2		zeer algemeen	S	toenemend
Sidderrog	Torpedo nobiliana	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Slakdolf	Liparis liparis	2		minder algemeen	S	toenemend
Slijmprik	Myxine glutinosa	2		niet op NCP	-	
Slijmvis	Lipophrys pholis	2		zeldzaam	S	onbekend
Snipvis	Macroramphosus solopax	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Spaanse makreel	Scomber japonicus	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Spaanse zeebrasem	Pagellus acarne	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Sterrog	Raja radiata	2		minder algemeen	R	afnemend
Trekkervis	Balistes carolinensis	2		zeldzaam	V	onbekend
Trompetterzeenaald	Syngnathus typhle	2	verdwenen	zeer zeldzaam	S	onbekend
Vierdradige meun	Rhinonemus cimbrius	2		minder algemeen	S	toenemend
Vorskwab	Raniceps raninus	2	gevoelig	zeldzaam	U	onbekend
Zee-engel	Squatina squatina	2	IUCN, OSPAR	verdwenen	S	gelijk
Zeepaardje	Hippocampus ramulosus	2	OSPAR, verdwenen uit wild	zeer zeldzaam	U	onbekend
Zeestekelbaars	Spinachia spinachia	2	ernstig bedreigd	zeer zeldzaam	S	onbekend
Zuignapvis	Diplecogaster bimaculata	2		niet op NCP	-	
Zwaardvis	Xiphias gladius	2		zeer zeldzaam	V	gelijk
Zwarte grondel	Gobius niger	2	gevoelig	minder algemeen	S	toenemend
Zwarte haai	Dalatias licha	2		zeer zeldzaam	V	onbekend
Zwarte vis	Centrolophus niger	2		zeldzaam	V	onbekend
Zwartooglipvis	Symphodus melops	2		zeer zeldzaam	V	onbekend

De diversiteit van de aanwezige vissoorten op het NCP is heterogeen verdeeld in ruimte en tijd (onderstaande figuur). Hoewel de statistische onderbouwing van de diversiteitsberekeningen zwak is (Lindeboom et al., 2005), is bekend dat de laagste diversiteit wordt aangetroffen in de centrale Noordzee, terwijl een hoge diversiteit in de ondiepere zuidoostelijke Noordzee en langs de oostkust van Engeland en Schotland aanwezig is. In de zuidoostelijke Noordzee ter hoogte van het plangebied is de diversiteit in bepaalde perioden relatief hoog. Echte habitats kunnen niet worden onderscheiden (Lindeboom et al., 2005).



Gemiddeld aantal soorten vissen in het eerste en derde kwartaal (Bos et al, 2011)

Vissen kunnen onderverdeeld worden in residente soorten (in zee dan wel overgangswateren) en trekvissen. Voor de residente soorten in de Noordzee omvat het plangebied een relatief klein deel van hun totale verspreidingsgebied. Trekvissen zoals de rivierprik en de houting brengen slechts een deel van hun levenscyclus door in open zee, de brakke getijdenwateren en/of de zoete binnenwateren. Ze paaien bijvoorbeeld in het zoete binnenwater en leven als volwassene in de open zee. De kustzone is daarbij slechts te beschouwen als doortrekgebied. Er is weinig bekend over trekvissen en de routes die zij afleggen. Veel aanwezige soorten zijn voor een deel van hun levenscyclus afhankelijk van meer dan één zone op het NCP. Zo zijn er vissoorten die paaien in de open zee, hun eieren en larven vervolgens met de zeestromen laten meevoeren richting de kust, waar ze in de ondiepe kustzone of in de overgangswateren opgroeien. De kustzone van de Noordzee, de deltawateren en de Waddenzee staan bekend om hun rol als opgroeigebied voor vissen. De diepere delen van de Noordzee en het Kanaal functioneren als paaigronden voor diverse vissoorten.



Ruimtelijke verspreiding van de gemiddelde dichtheid (links) en de gemiddelde soortenrijkdom (rechts) in 2005 voor de demersale visfauna in het Belgische deel van de Noordzee. De grootte van de bollen varieert tussen 4 en 184 ind/1.000 m² voor de dichtheid

en tussen de 9 en 24 soorten per vissleep voor de soortenrijkdom. (De Maersschalck et al., 2006).

In de diepere delen van de Noordzee bevinden zich gebieden die als paaigebied dienen voor verschillende vissoorten (ter Hofstede et al., 2005). Belangrijke paaigebieden liggen onder andere in het midden van de zuidelijke Noordzee, in de Duitse Bocht (schol) en rond de Doggersbank. De meeste vissen produceren pelagische (zwevende) eieren, waardoor er geen relatie is met de onderliggende bodem. Veel vissoorten kennen geen specifieke paailocaties maar paaien over een zeer groot gebied. In de Noordzee zetten slechts enkele vissoorten (waaronder harsmannetje) hun eieren af op het substraat. Soorten die zich min of meer als lokale dieren gedragen (die zich gedurende hun leven weinig verplaatsen en dus een kleine home range hebben), zoals grondels, zullen zich ook ter plaatse moeten voortplanten.

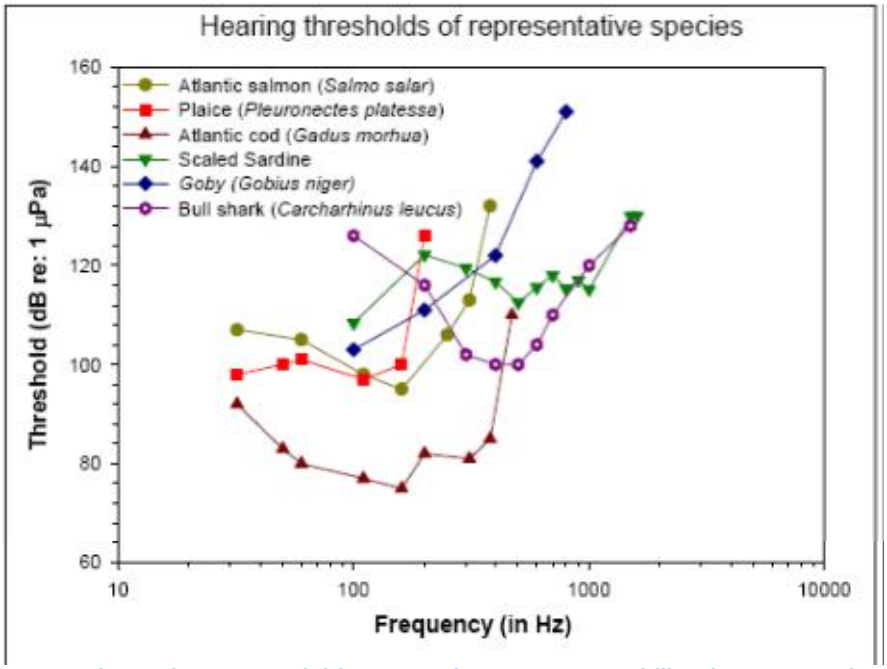
Autonome ontwikkelingen
Door o.a. overbevissing en vervuiling staan veel zeldzame en beschermde soorten onder druk. In de Noordzee is sinds 1900 sprake van een achteruitgang in dichtheden en biomassa van volwassen vissen. Naast klimaatverandering zijn directe menselijke invloeden, zoals bijvoorbeeld visserij, offshore-constructie, scheepvaart, eutrofiëring e.d. belangrijke factoren die de ontwikkeling van visbestanden in de Noordzee bepalen. Een recente studie laat zien dat in de periode 1980-2008 het zeewater in het noordoostelijk deel van de Atlantische oceaan met 1,7 graden is toegenomen. Van de meest algemeen voorkomende vissoorten profiteert 72% daarvan en is toegenomen in aantal, de andere soorten zijn juist afgenomen in aantallen (Simpson et al., 2011).
In de periode 1977-2004 zijn er voor veel vissoorten aanzienlijke toenames waargenomen. Door andere auteurs genoemde trends zijn een sterk teruglopende productie van nieuwe jaarklassen (aantal vissen van een bepaalde leeftijd) (Dickey-Collas, 2007 in Grontmij, 2011) en een sterke toename van zeenaalden (Harris et al, 2006 in Grontmij, 2011).
Daan (2005) analyseerde met behulp van data van de International Bottom Trawl Surveys over de periode 1970-2002 het aantal waargenomen vissoorten en het gemiddelde aantal vissoorten per trek. Hij concludeerde dat het aantal waargenomen soorten in deze periode toe is genomen met 36% en het gemiddelde aantal soorten per trek met 25%. Deze toename wordt door diverse auteurs gerelateerd aan een stijgende zeewatertemperatuur als gevolg van klimaatverandering (bv. Hiddink & Ter Hofstede in Teal 2011). Door verder toenemende temperaturen kan voortzetting van de voorbeschreven ontwikkelingen worden verwacht.

Effectbeschrijving
Ruimtebeslag in aanleg- en gebruiksfase
Door het aanbrengen van de funderingen treedt ruimtebeslag op ten koste van leefgebied van bodemvissen van zacht substraat. De grootste effecten treden in dit kader op bij het gebruik van funderingen met erosiebescherming van stortsteen. De effecten ruimtebeslag door het ingraven van de kabel zijn tijdelijk en daarmee de gevolgen voor de vissen veel kleiner. De effecten van het ruimtebeslag zijn maximaal bij een Gravity Based fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine en bedraagt voor het gehele park dan maximaal 51,7 ha. Dit ruimbeslag bedraagt ten opzichte van het NCP (57.000 km^2) 0,0009%. In het plangebied is daarbij geen sprake van een relatief hoge diversiteit of dichtheid, waardoor de effecten op de biodiversiteit, dichtheid of biomassa relatief nog kleiner zijn (effectbeoordeling 0/-).

Verandering substraat in gebruiksfase
Bij windturbines kunnen zich in de grove laag van stortstenen verschillende typen vissoorten ophouden: soorten die over en tussen het substraat kruipen, soorten die weliswaar vrij zwemmen maar duidelijk aan de bodem gebonden zijn en soorten die in het vrije water zwemmen maar zich toch in de nabijheid van harde substraten kunnen ophouden. In onderzoek is aangetoond at de dichtheid van vissen nabij een paal veel hoger is dan erbuiten (Couperus et al. 2010). Diverse vissoorten, zoals zeedonderpad, gebruiken hard substraat in de getijdenzone en in ondiep water om hun eieren af te zetten. De aangroei van wieren of benthos op wrakken en kunstriffen vormt voor de meeste vissoorten waarschijnlijk geen belangrijke reden voor het samenscholen. De biomassa van deze aangroei is weliswaar hoog, maar deze wordt voor een groot deel gevormd door zeeanemonen, die nauwelijks in aanmerking komen als voedselbron voor vissen. Als de aangroei voornamelijk uit mosselen

bestaat, kunnen zich daartussen wormen (zoals zeerupsen), ophouden die wel als voedselbron kunnen dienen. Of de mosselen zelf ook vissen uit het omringende water aantrekken is niet bekend. Naarmate de mossel groter wordt, wordt in het algemeen een betere bescherming tegen predatie bereikt. De positieve effecten van de aanwezigheid van hard substraat kunnen voor een deel weer teniet worden gedaan door de negatieve effecten van geluid op vissen in de gebruikfase (effectbeoordeling 0/+).

Geluid/trillingen in aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase
Geluid en trillingen kunnen optreden in de aanlegfase door heien, het storten van de stortsteen, het varen met schepen en het ingraven van de kabels, in de gebruiksfase door het draaien van de turbines en in de verwijderingsfase door varen en trillen. De grootste toename aan het niveau en effectgebied van geluid/trillingen treedt op bij het heien van grote monopalen die kunnen worden toegepast bij 10 MW turbines. Vissen kunnen wat betreft het waarnemen van geluid in twee groepen worden verdeeld, namelijk in hoorspecialisten en hoorgeneralisten. Hoorspecialisten hebben speciale aanpassingen, waardoor ze een bredere range van geluiden kunnen waarnemen en/of geluid bij een lagere geluidsterkte kunnen waarnemen dan hoorgeneralisten. De meeste vissoorten zijn geluidsgeneralisten (Hastings & Popper, 2005). In de onderstaande figuur is voor een aantal zoutwatersoorten aangegeven wat de minimale geluidssterkte is waarop de betreffende vissoort geluid van een bepaalde frequentie kan waarnemen. De meeste vissoorten die in de Noordzee voorkomen (waaronder zwarte grondel) zijn hoofdzakelijk gevoelig voor geluid met een frequentie tussen 100 en 300 Hz. De amerikaanse fint, familie van de in Nederland voorkomende fint en elft kan alleen geluid waarnemen met een frequentie tussen 1.000 en 1.500 Hz. Roggen zijn waarschijnlijk niet in staat geluid boven 800 en 1.000 Hz waar te nemen.



Drempelwaarden voor geluidwaarnemingen van verschillende soorten vissen (Hastings & Popper, 2005)

Hoewel vissen op grote afstand trillingen kunnen waarnemen, leidt dit in het algemeen slechts beperkt tot vermijdingsgedrag. Vissen bevinden zich immers ook op korte afstand van allerlei andere verstoringbronnen, waaronder varende schepen. De meeste vissen zijn beperkt gevoelig (100-300Hz) voor het geluid dat door varende schepen wordt voortgebracht (400-500Hz). Trekvissen als de fint zijn gevoelig voor geluid (1.000-1.500 Hz). Reactieafstanden van vissen variëren afhankelijk van de beoordeelde soort en vaartuig van 100-200 m voor normale vaartuigen tot 400 m voor luidruchtige vaartuigen (Mitson, 1995). Aangenomen mag worden dat de effecten op vissen als gevolg van de vaarbeweging niet meer dan 200 m bedragen. Gezien de tijdelijkheid van de effecten en de ruime uitwijkmogelijkheden zijn de effecten van varende schepen in de aanleg- en verwijderingsfase op vissen verwaarloosbaar.

Het heien (piledriving) van de monopiles in de aanlegfase gaat gepaard met zeer hoge geluidsniveaus en bij deze activiteit worden de meest ernstige effecten verwacht. Hoewel deze verstoring tijdelijk is, zijn de geluidsniveaus dermate hoog dat er sprake kan zijn van zware hinder en zelfs sterfte. Verboom (2005) schat op grond van Amerikaans onderzoek in, dat vissen die zich binnen 300 meter van de heiplaats bevinden, direct of na enige tijd kunnen sterven. Effecten van zeer sterk onderwatergeluid op vis kan variëren van tijdelijke of permanente gehoorschade (beschadigingen aan haarcellen in het binnenoor), tot interne bloedingen (door het hele lichaam), tot orgaanschade (lever, nieren) door plotselinge expansie van de zwemblaas, tot een ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk). Vissterfte als gevolg van heigeluid kan direct zijn of indirect, bijvoorbeeld doordat meeuwen vissen oppikken die tijdelijk verdoofd aan het oppervlak komen. Dergelijke effecten zijn vastgesteld in Amerikaanse studies, tot op afstanden van 500 m tot de geluidsbron (Anonymus, 2001). Sterfte door onderwatergeluid neemt af met afstand tot de bron, maar hoe precies hangt af van de lokale omstandigheden en de betrokken vissoorten (Hastings & Popper, 2005). Het verstoringseffect van heien op vissen in de wijdere omgeving (>500 m) is beperkt aangezien er voldoende uitwijkmogelijkheden zijn.

Omdat in de praktijk het heien met beperkte intensiteit begint zullen vissen wegzwemmen van heilocaties zodat sterfte van vissen op het moment dat er met maximale energie geheid gaat worden in principe niet zal optreden. De effecten kunnen mogelijk nog worden verminderd door het toepassen van bellenschermen, geluidadsorberende mantels voor de hei installaties e.d. Aangenomen mag worden dat voor zover sprake is van geluid dat schadelijk is voor vissen dit slechts incidenteel zal leiden tot slachtoffers. Dit betreft vissoorten met een zwemblaas. Voor soorten zonder zwemblaas zijn effecten uit te sluiten. Er van uitgaande dat vissen in de worst case situatie niet wegzwemmen en gemiddeld in de tijd over het gehele NCP verspreid zijn, dan bevindt zich binnen het effectgebied waarbinnen schade kan optreden (500 m) circa 0,0004% van de populatie van enige vissoort (0,25 km^2/57.000 km^2 NCP). Bij een gemiddeld maximale levensverwachting van vissen op de Noordzee van 10 jaar (worst case) is de natuurlijke sterfte 10%. De mogelijke schadelijke effecten van het heien bedraagt dan <<1% van de natuurlijke sterfte. In dit kader is er geen sprake van ecologisch relevante effect op populatieniveau van enige vissoort.

Indien vissen (met name hoorspecialisten) het windpark tijdens het heien geheel mijden bedraagt het tijdelijk verlies aan leefgebied in de aanlegfase 61 km^2, dit is minder dan 0,11% van het NCP. Omdat er niet binnen het gehele park tegelijkertijd geheid wordt is het daadwerkelijke tijdelijk verlies areaal veel kleiner. De duur van de effecten bedraagt minimaal circa 35 dagen (10 MW) en maximaal circa 117 dagen (3 MW) uitgaande van de aanleg van 1 paal per dag. Gezien de tijdelijkheid van de effecten en de uitwijkmogelijkheden zijn de effecten alsnog beperkt (effectbeoordeling 0/-). Het heien kan ook van invloed zijn op het overleven van vislarven. In eerdere effectbeoordelingen (o.a. Grontmij 2008) zijn door Deltares berekeningen uitgevoerd naar populatie effecten uitgaande van een worst case aanname van 100% sterfte binnen 1 km afstand (Prins et al. , 2009). Recent is een aantal experimentele onderzoeken (Solea solea, Bolle et al. 2012, Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. Progress report 2013). Uit deze onderzoeken blijkt dat de eerdere berekeningen op basis van het model met 100% sterfte binnen 1 km voor windmolenparken op zee te conservatief was. De effecten van de verminderde larvenaanvoer na doorwerking op de populatie blijft ruim onder de 1% van de natuurlijke sterfte. Het plangebied heeft daarbij voor zover bekend geen specifieke functie heeft als paaigebied voor vissen. Vissen kunnen in de gebruiksfase hinder ondervinden van het geluid van draaiende windturbines, vooral bij hogere windsnelheden en de daarmee gepaard gaande hogere geluidsniveaus. Bij windsnelheden van 13 meter per seconde of meer zouden vissen binnen vier meter van de monopiles worden verdreven (Wahlberg & Westerberg, 2005).

Vertroebeling in aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase

Bij het plaatsen of verwijderen van de turbines en ingraven van de kabels kan door opwoeling van de bodem vertroebeling optreden. De maximale effecten zijn te verwachten bij toepassing van een Gravity Based fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine omdat deze het grootste effectgebied heeft (maximaal 51,7 ha).

Voor het waarnemen van hun omgeving maken vissen zowel gebruik van het opvangen van trillingen met hun zijlijnorgaan als het zicht. Het zicht van vissen is in het algemeen beperkt en lijkt vooral van belang voor waarnemingen op korte afstand. De verwachting is dat eventuele afname van het doorzicht geheel gecompenseerd kan worden door het waarnemen van trillingen. Dit wordt ondersteund door het feit dat veel vissen in de Noordzee in troebel water kunnen overleven. Dit betekent tevens dat toename van de troebelheid, als het gaat om het gezien worden, geen voordeel zal opleveren ten aanzien van de kans op predatie door roofvissen. Omdat het beïnvloedingsgebied gering is ten opzichte van het NCP en de effecten per locatie tijdelijk zijn (enkele dagen) zijn de effecten beperkt (effectbeoordeling 0/-).

Straling
Vissen kunnen elektrische en magnetische veld 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. Bij haaien en roggen 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. Ze kunnen de kabels tot op een afstand van enkele tientallen meters kunnen 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 (effectbeoordeling 0).

Verandering visserij in gebruikfase
Indien het park wordt afgesloten voor bodemberoerende visserij dan kan de visstand aan bodemvissen (o.a. roggen) zich binnen het gebied herstellen en kan dit leiden tot een hogere diversiteit en dichtheid, maar ook hogere leeftijdsklassen. Uit onderzoek bij OWEZ (Winter et al., 2010) blijkt dat voor een aantal vissen het gebied wordt gebruikt als kraamkamer waar jonge vis opgroeit (effectbeoordeling 0/+). Het effect is niet onderscheidend voor de alternatieven.

Samenvatting
De mogelijke negatieve effecten op vissen zijn het grootst bij het 3 MW alternatief wat betreft ruimtebeslag en vertroebeling. Voor wat betreft geluid/trillingen (met name vissen met een zwemblaas en hoorspecialisten) zijn de effecten het grootst bij het 10 MW alternatief. De verschillen tussen beide alternatieven zijn echter ecologisch niet relevant onderscheidend. Positieve effecten zijn mogelijk als gevolg van toename hardsubstraat en afsluiting voor de visserij.

Effectbeoordeling
De belangrijkste negatieve effecten op vissen zijn het gevolg van het ruimtebeslag (worst case Gravity Base Fundatie (doorsnede 25 m) voor een 3 MW turbine) en geluid- en trillingen door heien van de funderingen (worst case 10 MW monopile 10 m). Gezien de beperkte omvang van de effecten ten opzichte van het NCP zijn de maximale effecten alsnog gering. Wat betreft het heien zijn de effecten bovendien tijdelijk. Daarnaast zijn er ook positieve effecten op vissen door de toename aan hardsubstraat en het stoppen van de bodemberoerende visserij. Omdat deze effecten in de praktijk nog niet voldoende zijn aangetoond worden deze vooralsnog als beperkt positief beoordeeld

Gezien de beperkte omvang van de effecten en de tijdelijkheid van de effecten kan worden geconcludeerd dat de GSI niet in het geding komt. Door het voorschrijven van een maximaal toelaatbare geluidsbelasting op een bepaalde afstand zal het effect of vissen nog geringer zijn.

VI.6 Literatuur (check op volledigheid, Grontmij: bronnen)

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. (BridLife 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., Krijgsveld, K.L., Poot, M.J.M. & Dirksen, S. in prep. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously meaured with vertical radar. Submitted in 2014.

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, in press.

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

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. 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.

Maclean, 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.

Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. Trends in Ecology & Evolution 16(12): 686-692.

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 sustainanle 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.

Bijlage 8

Passende beoordeling

Passende Beoordeling

Concept t.b.v. tussentijds advies Cie-m.e.r.

Ministeries van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu en Rijkswaterstaat

Grontmij Nederland B.V.
Houten, 19 maart 2015

Verantwoording

Titel	:	Passende Beoordeling
Subtitel	:	
Projectnummer	:	337839
Referentienummer	:	
Revisie	:	
Datum	:	19 maart 2015

Auteur(s)	:	Grontmij Nederland, Pondera Consult
E-mail adres	:	
Gecontroleerd door	:	
Paraaf gecontroleerd	:	
Goedgekeurd door	:	
Paraaf goedgekeurd	:	
Contact	:	Grontmij Nederland B.V. De Molen 48 3994 DB Houten Postbus 119 3990 DC Houten T +31 88 811 66 00 www.grontmij.nl

Inhoudsopgave

1 Inleiding 5
1.1 Aanleiding 5
1.2 Achtergrond 5
1.3 Leeswijzer 6

2 Beleid en wetgeving 8
2.1 Wet wind op zee 8
2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Natuurbeschermingswet 1998 9
2.3 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving 9

3 Voorgenomen activiteit 11
3.1 Uitgangspunten voor het windpark 11
3.2 Bandbreedte benadering 11

4 Afbakening 14
4.1 Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep 14
4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton 15
4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna 15
4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen 15
4.1.4 Verwachte effecten op vissen 16
4.1.5 Verwachte effecten op vislarven 16
4.1.6 Verwachte effecten op zeezoogdieren en vogels 18
4.2 Ingreep- effectrelaties per fase 18
4.2.1 Aanlegfase 18
4.2.2 Exploitatiefase 19
4.2.3 Ontmantelingsfase 21
4.3 Vogels 21
4.4 Zeezoogdieren 22
4.5 Natura 2000-gebieden 22
4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels 22
4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren 22

5 Huidige situatie 24
5.1 Vogels 24
5.2 Zeezoogdieren 27
5.2.1 Bruinvis 29

6 Effectanalyse 36
6.1 Vogels 36
6.1.1 Niet-broedvogels 38
6.1.2 Broedvogels (kolonievogels) 39
6.1.3 Trekvogels 42
6.2 Zeezoogdieren 43
6.2.1 Bruinvis 43
6.2.2 Bruinvis 47
6.2.3 Zeehonden 48

6.3 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied....49
6.3.1 Vogels....49
6.3.2 Zeezoogdieren....51

7 Cumulatie....56
7.1 Vogels....56
7.2 Zeezoogdieren....56
7.2.1 Scenario's....56
7.2.2 Cumulatieve effecten op bruinvispopulatie....57
7.2.3 Cumulatieve effecten op zeehondenpopulatie....58
7.3 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden door aanleg van kavel I en II....58
7.3.1 Bruinvis....58
7.3.2 Zeehonden....59

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 vastgesteld; deze bevat een aantal stappen voor het uitgiftestelsel. Windparken mogen alleen gebouwd worden op locaties (kavels) die door het Rijk door middel van een kavelbesluit zijn aangewezen. Kavels worden uitsluitend aangewezen binnen een gebied dat is aangewezen in het Nationaal Waterplan. 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 algemene regels zijn generieke voorschriften voor offshore windparken vastgelegd.

De routekaart voor windenergie op zee (Kamerstukken I/II 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk)) geeft aan dat met deze nieuwe systematiek als eerste twee kavels in het windenergiegebied Borssele worden uitgegeven.

De minister van Economische Zaken is, in overeenstemming met de minister van Infrastructuur en Milieu, initiatiefnemer voor het uitgeven van kavels en de kavelbesluiten. Hiervoor wordt een m.e.r.-procedure doorlopen. Op 23 oktober 2014 is in de Kennisgeving kavelbesluiten Borssele het voornemen aangekondigd tot het opstellen van een milieueffectrapport (MER). Samen met de kennisgeving is de Conceptnotitie reikwijdte en detailniveau MER kavelbesluiten Borssele gepubliceerd (Stct 2014, 29729). Hierin wordt een toelichting gegeven op het initiatief om deze kavels uit te geven en is beschreven wat in het MER onderzocht wordt.

Passende beoordeling (PB)

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst is uitgevoerd (Prins et al, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling 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.

Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee

In 2008 heeft Deltares het rapport *'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms'* (Prins et al. 2008) geschreven als handreiking voor het opstellen van Passende Beoordelingen van windparken op zee. Dit rapport gaf een algemene beschrijving van de mogelijke effecten van de aanleg en aanwezigheid van offshore windparken op N2000-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het schatten van de effecten op deze N2000-waarden.

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.

KEC

In het SER-akkoord heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2023 offshore windparken met een capaciteit van 4450 MW geïnstalleerd moeten zijn. Om dit te behalen is in 2015 afgesproken om een totaal van 35000 MW aan offshore wind 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 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 uitgevoerd door Leopold *et al*. (2015), en zij hebben 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 Borssele. 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 in-

greep 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 Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet 1998) 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 6 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 Nbwet 1998. 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 19j van de Nbwet 1998 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 Nbwet 1998 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, mits er geen alternatieve oplossingen zijn en sprake is van dwingende redenen van groot openbaar belang. In dat geval moeten de ministers vóórdat zij het kavelbesluit vaststellen, onderzoeken of er geen alternatieven zijn. Zoals uit het wetsvoorstel Wind op Zee blijkt, is de bevordering van windenergie aan te merken als een dwingende reden van openbaar belang. In dat geval moeten de ministers in het kavelbesluit de verplichting voorschrijven om compenserende maatregelen te treffen.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Natuurbeschermingswet 1998

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Deze is geïmplementeerd in de Natuurbeschermingswet 1998 (NBwet 1998) 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 Habitatrichtlijn wel beschermd. Slechts enkele gebieden, namelijk Voornes Duin, Duinen Goeree & Kwade Hoek 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 ontwerp-besluiten liggen met soort- en habitatspecifieke 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 Habitatrichtlijn 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 Habitatrichtlijn (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 kenbaar maken. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de verstorende werking (schrikeffect) 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

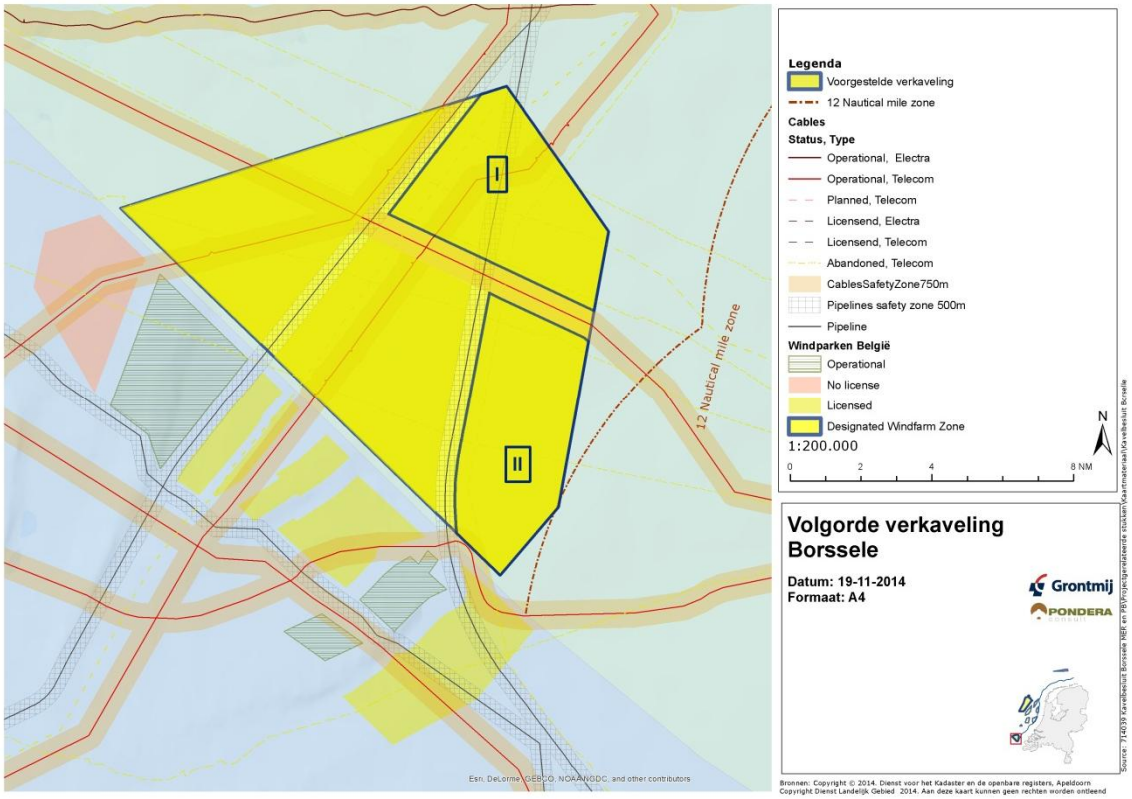
In de VHR en de Nbwet 1998 wordt geen onderscheid gemaakt naar effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijkerwijs in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is

aangewezen en de 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 II in het windenergiegebied Borssele, zoals weergegeven in figuur 3.1. In de figuur is in geel het windenergiegebied aangegeven en met een “II” het kavel waarvoor deze PB is opgesteld. In kavel II wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en te zijner tijd weer verwijderd.



Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling en volgorde van uitgifte van de twee kavels Borssele

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 Borssele wordt uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen ge-

bleven 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.

De bandbreedte voor kavel II is opgenomen in tabel 3.1.

Tabel 3.1 Bandbreedte voor kavel II

Onderwerp / variabele	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	3 – 10 MW[1]
Tiphoogte individuele windturbines	125 – 250 meter
Tiplaagte individuele windturbines	25 – 30 meter
Rotordiameter individuele windturbines	100 – 220 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 4 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: 15-20 meter
Elektrische infrastructuur (*inter-array* bekabeling)	33kV of 66kV

[1] De ondergrens van het vermogen van de turbines binnen de bandbreedte zal verhoogd worden tot 4 tot 6 MW. Hierdoor zal een geringer aantal turbines nodig zijn om het vermogen van 350 MW te bereiken. Op dit moment is deze ondergrens nog niet bepaald, daarom wordt in deze Passende Beoordeling nog gerekend met een ondergrens van 3 MW.

De *worst case* situatie kan voor vogels en vleermuizen en voor zeezoogdieren anders zijn. De *worst case* situaties, als zijnde alternatieven per aspect, zijn onderzocht en vergeleken. Ook is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke *best case* situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat.

Tabel 3.2 Worst case en best case binnen de bandbreedte

Milieuaspect	Bandbreedte	
	Worst case	Best case
Vogels en vleermuizen	117 x 3 MW turbines tiplaagte 25 m, rotordiameter 100 m en 121 m	35 x 10 MW turbines tiplaagte 30 m, rotordiameter 221 m
Onderwaterleven	*(alternatief 1)* 117 x 3 MW turbines Hei-energie: 1000kJ 1 turbinelocatie per dag Maximale geluidsbelasting van 160 dB re µPa2s van de SEL1 op 750 m van de heilocatie	*(alternatief 2)* 35 x 10 MW turbines Hei-energie: 3000 kJ 1 turbinelocatie per dag Maximale geluidsbelasting van 160 dB re µPa2s van de SEL1 op 750 m van de heilocatie

Wat zeezoogdieren betreft kan opgemerkt worden dat niet alleen de hei-energie (door de relatie met de sterkte van onderwatergeluid) bepalend is voor de effecten die optreden, maar ook de duur van de aanlegperiode. Op voorhand is dus niet vast te stellen welke variant *worst case* is.

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**					
Aanlegfase		Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & vislarven	Zee-zoog-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							

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
Verwijderen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
funderingen	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	

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 opgroeifuncties 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 '*off-shore'*. 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 bodemberoering 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 bodemdiergemeenschappen 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 meervleermuis zijn opgenomen in bijlage II van de Habitatrichtlijn. Voor soorten van bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele

gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijendel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. 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 (oevers 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 II ligt op minimaal 24 kilometer van de kust en de kans dat meervleermuizen tot in het park foerageren is zeer onwaarschijnlijk.

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 Habitatrichtlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windmolenpark in kavel II van windenergiegebied Borssele 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 Habitatrichtlijn. Het gaat hier om zeeprik, rivierprik, elft, fint en zalm. De zeeprik, rivierprik en de fint zijn onder andere beschermd in Natura 2000-gebied Waddenzee. 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 µPa2s 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 µPa2s 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 heilocatie (heipaal). Het uitgangspunt van het model van een sterfte van vislarven van 100% binnen een kilometer van de heilocatie (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 heilocatie 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 geluidisniveau van 210 dB re 1uPa2). 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 heilocatie. 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 zwemblazen. 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, leidt tot relevante effecten. 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 heilocatie 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 heilocatie, 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 was. De effecten van de verminderde larvenaanvoer 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 en vleermuizen 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 II 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 Borssele. 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. 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 zelfs sterfte (vislarven).

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 vermeld dat de voorgenomen activiteit kan leiden tot een verminderde aanvoer van vislarven en vooral visjuvenielen voor kolonievogels in Natura 2000-gebieden. In paragraaf 4.5 worden effecten op vislarven behandeld.

Natura 2000-gebieden
Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstorend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het park en het verbod op scheepvaart en dus ook visserij.

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0
	Geluid / trillingen	0	X
	Ruimtebeslag	X	X
	Hard substraat	0	0
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	0	0
Scheepvaart tbv	Geluid / trillingen	0	0

onderhoud			
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0
	Verbod Visserij	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding
x = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud
Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden, 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 II 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
Windparken op de Noordzee zijn tot nu toe verboden terrein voor schepen, 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 houdt ook in dat er gedurende 20 jaar geen visserij meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Samen met het ontbreken van visserij kan dit mogelijk een positief lokaal effect hebben op vissen en zeezoogdieren, maar effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg. Op dit moment wordt een kader doorvaart en medegebruik uitgewerkt dat kan leiden tot mogelijkheid voor doorvaart voor kleiner schepen (kleiner dan 24 meter lengte) en voor medegebruik in de vorm van bepaalde niet-bodemberoerende visserij.

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[1] 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

[1] Onder kolonievogels worden verstaan die zeevogels die als broedvogel zijn beschermd in Natura 2000-gebieden; deze vogels kunnen tijdens het foerageren in aanraking komen met het windpark.

geproduceerd door de windturbines, wat een verstorend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al, 2008). In paragraaf 4.4 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan.

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 verstorende 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	X

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 II van windenergiegebied Borssele. Hieruit bleek het volgende:

- Effecten als gevolg van **aanvaringen** op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel II tijdens foerageertochten in het broedseizoen (kleine mantelmeeuw en grote stern), 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, habitatverlies** en i**ndirecte effecten** op bovenstaande kolonievogels zijn wel uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.
- Effecten als gevolg van **aanvaringen** en **habitatverlies** op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel II, 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 II 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 seizoenstrek door kavel II vliegen, als gevolg van **barrièrewerking**, **habitatverlies** en **in-**

directe 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, te weten **Voordelta**, **Noordzeekustzone** 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 **Veerse Meer**, **Krammer Volkerrak** (kleine mantelmeeuw) en **Westerschelde & Saeftinghe** (onderdeel van een Deltabreed regiodoel voor Grote Stern) meegenomen omdat deze instandhoudingsdoelstellingen hebben voor broedvogels die mogelijk tot in kavel II foerageren tijdens het broedseizoen.

Verder wordt meegenomen in deze beoordeling, het nabijgelegen Natura 2000-gebied **Vlaamse Banken** in de Belgische Noordzee (habitatrichtlijngebied met drie speciale beschermingszones langs de kust die aangewezen zijn volgens de vogelrichtlijn) en **Banc des Flandres** in de Franse Noordzee.

Als laatste groep worden ook nog enkele buitenlandse Natura 2000-gebieden, die aangewezen zijn voor broedvogels, meegenomen in de beoordeling (**Alde, Ore and Butley Estuary** (UK) en **Duingebieden** (Bel). Andere (buitenlandse) gebieden liggen buiten de directe invloedssfeer van een windpark in kavel II in het windenergiegebied Borssele.

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Borssele 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, Vlakte 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 4.6). Onderscheid wordt gemaakt in gebieden die zijn of worden aangewezen voor broedvogels (Veerse Meer, Krammer Volkerrak, Westerschelde/Saeftinghe, Alde/Ore/Butley Estuaries en Duingebieden) of niet-broedvogels (Voordelta, Noordzeekustzone, Friese Front, Bruine Bank, Banc des Flandres), of beide groepen (Vlaamse Banken) die mogelijk in windenergiegebied Borssele kunnen komen.

Veerse Meer (NLD)
Op basis van de in de literatuur bekende foerageerrange en recent verspreidingsonderzoek met GPS-loggers in naburige kolonies is niet uit te sluiten dat kleine mantelmeeuwen die broeden in Natura 2000-gebied Veerse Meer tijdens foerageertochten windenergiegebied Borssele kunnen bereiken. Daarom wordt in voorliggende PB het verwachte aantal slachtoffers bepaald en beoordeeld in het licht van de geldende instandhoudingsdoelstelling in dit gebied (tabel 5.1).

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Veerse Meer die tot in windenergiegebied Borssele kunnen geraken tijdens foerageertochten.

Kolonie	instandhoudingsdoelstelling	huidige aantal broedparen
Veerse Meer	590	996 (2010 – 2013)

Krammer Volkerrak (NLD)
Op basis van de in de literatuur bekende foerageerrange zouden broedende kleine mantelmeeuwen uit het Krammer Volkerrak foerageertochten kunnen hebben in windenergiegebied Borssele. Echter uit recent verspreidingsonderzoek met GPS-loggers in deze kolonie (Gyimesi *et al.* 2011) blijkt dat foerageertochten van deze meeuwen niet tot het gebied reiken. De vogels uit deze kolonie foerageerden maar incidenteel op zee en bijna uitsluitend in het binnenland. De flux van meeuwen uit deze kolonie in windenergiegebied Borssele is verwaarloosbaar en daarmee ook de veroorzaakte additionele mortaliteit. Significante effecten voor deze soort in Krammer Volkerrak zijn uitgesloten en daarom wordt dit gebied ook niet verder behandeld in voorliggende PB.

Westerschelde/Saeftinghe (NLD)
Op basis van de in de literatuur bekende foerageerrange en recent verspreidingsonderzoek met GPS-loggers in een naburige kolonie is niet uit te sluiten dat grote sterns die broeden in Natura 2000-gebied Westerschelde/Saeftinghe, om precies te zijn die uit de kolonie op de Hooge Platen, tijdens foerageertochten windenergiegebied Borssele kunnen bereiken. Daarom wordt in voorliggende PB het verwachte aantal slachtoffers bepaald en beoordeeld in het licht van de geldende instandhoudingsdoelstelling (tabel 5.2). Dit instandhoudingsdoel is geformuleerd als Delta-breed regio doel voor de kolonies in het Haringvliet, Grevelingen, Oosterschelde en Westerschelde.

Tabel 5.2 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Westerschelde/Saeftinghe die tot in windenergiegebied Borssele kunnen geraken tijdens foerageertochten.

Kolonie	instandhoudings-doelstelling	huidige aantal broedparen
Hooge Platen	6200 (regiodoel voor gehele delta)	2220 (2010-2014)

Alde, Ore and Butley Estuaries (UK)

Op basis van de in de literatuur bekende foerageerrange en recent verspreidingsonderzoek met GPS-loggers in deze kolonie is niet uit te sluiten dat kleine mantelmeeuwen die broeden in Natura 2000-gebied Alde, Ore and Butley Estuaries tijdens foerageertochten windenergiegebied Borssele kunnen bereiken. Daarom wordt in voorliggende PB het verwachte aantal slachtoffers bepaald en beoordeeld in het licht van de geldende instandhoudingsdoelstelling in dit gebied (tabel 5.3).

Tabel 5.3 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Alde, Ore and Butley Estuaries die tot in windenergiegebied Borssele kunnen geraken tijdens foerageertochten.

Kolonie	instandhoudings-doelstelling	huidige aantal broedparen
Orford Ness	4070	1122 (2011-2012)

SBZ-V “Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist” in Natura 2000-gebied “Duingebieden” (BEL)

Op basis van de in de literatuur bekende foerageerrange en recent verspreidingsonderzoek met GPS-loggers in een naburige kolonie is niet uit te sluiten dat grote sterns die broeden in de Speciale Beschermingszone-Vogelrichtlijn (SBZ-V) “Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist” in Natura 2000-gebied “Duingebieden”, tijdens foerageertochten windenergiegebied Borssele kunnen bereiken. Daarom wordt in voorliggende PB het verwachte aantal slachtoffers bepaald en beoordeeld in het licht van de geldende instandhoudingsdoelstelling. Dit instandhoudingsdoel is niet kwantitatief vastgesteld. Echter als wetenschappelijk advies wordt behoud van een populatie van 4067 broedparen (in 2004) of 2300 broedparen (in 2010) aangehouden (Paelinckx, *et al*. 2009, Degraer *et al.* 2010).

Tabel 5.4 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Duingebieden die tot in windenergiegebied Borssele kunnen geraken tijdens foerageertochten.

Kolonie	instandhoudings-doelstelling	huidige aantal broedparen
Zeebrugge	2300	41 (2010 – 2014)

Voordelta (NLD)

Het meest nabij gelegen Natura 2000-gebied bij windenergiegebied Borssele is de Voordelta. In dit gebied zijn diverse vogelsoorten aangewezen als niet-broedvogel 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 (9700)	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 (NLD)
Ten noorden van windenergiegebied Borssele 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).

Tabel 5.6 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone.

broedvogels		
bontbekplevier (behoud 20p)	strandplevier (verbeter tot 30p)	dwergstern (verbeter tot 20p)
niet-broedvogels		
roodkeelduiker (behoud)	zwarte zee-eend (51900)	bonte strandloper (7400)
parelduiker (behoud)	scholekster (3300)	rosse grutto (1800)
aalscholver (1900)	kluut (120)	wulp (640)
bergeend (520)	bontbekplevier (510)	steenloper (160)
topper (behoud)	zilverplevier (3200)	dwergmeeuw (behoud)
eider (26200)	drieteenstrandloper (2000)	

Friese Front (NLD)
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 instandhoudingsdoelsteling. 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 Borssele 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. In de voorliggende PB wordt daarom de beoordeling gebaseerd op de vraag welk deel van de PBR ((Potential Biological Removal, het aantal individuen dat uit een populatie kan worden weggenomen zonder dat deze populatie uitsterft)) de sterfte door kavel II en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

Bruine Bank (NLD)
Het voorgestelde Natura 2000-gebied Bruine Bank ligt relatief dicht bij het windenergiegebied Borssele. 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 Borssele 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 II en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

Vlaamse Banken (BEL)
Drie speciale beschermingszones van het Habitatrichtlijngebied Vlaamse Banken zijn op grond van de Vogelrichtlijn aangewezen voor diverse soorten (tabel 5.7), echter kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn niet geformuleerd. Wel is in België in 2010 wel een juridisch advies verschenen met daarin gesuggereerde instandhoudingsdoelstellingen voor het gehele Belgisch Deel van de Noordzee (Degraer *et al.* 2010). In de voorliggende PB wordt de beoordeling geba-

seerd op de vraag welk deel van de PBR de sterfte door kavel II en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

Tabel 5.7 Aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Vlaamse Banken met daarachter de instandhoudingsdoelstellingen voor het gehele Belgische deel van de Noordzee.

broedvogels		
kleine mantelmeeuw (1920 p)	dwergstern (200 p)	grote stern (2300 p)
overwinteraars		
parelduiker (geen kwant. doel)	zwarte zee-eend (4500 ind)	
roodkeelduiker (800 ind)	fuut (1200 ind)	
grote mantelmeeuw (4100 ind)	zeekoet (geen kwant. doel)	
concentraties		
dwergmeeuw (1700 ind)	visdief (6600 ind)	grote stern (6900 ind)

Banc des Flandres (FRA)

Ten zuiden van windenergiegebied Borssele, in het Kanaal, ligt Banc des Flandres. Dit Natura 2000-gebied is aangewezen voor diverse soorten vogels die het gebied als overwinteringsgebied, doortrekgebied en broedgebied gebruiken (tabel 5.8). Kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen zijn niet geformuleerd voor dit gebied; bij aanmelding van het gebied zijn slechts indicatieve aantallen opgegeven. In de voorliggende PB wordt daarom de beoordeling gebaseerd op de vraag welk deel van de PBR de sterfte door kavel II en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

Tabel 5.8 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Banc des Flandres.

broedvogels		
dwergsterns (350 ind.)		
overwinteraars		
alk (500-1000 ind.)	parelduiker (100 – 250)	jan-van-gent (2000 – 4000)
noordse stormvogel (100 – 200)	fuut (1000 – 3000)	zeekoet (3000 – 5000).
roodkeelduiker (200 – 400)	drieteenmeeuw (500 – 2500)	
concentraties tijdens trektijd		
alk (500-1000 ind)	zwarte zee-eend (500 – 2000)	middelste jager (100 – 500)
rotgans (5000 – 10000)	middelste zaagbek (100 – 300)	grote jager (150 – 750)
zwarte stern (100 - 1000)	vaal stormvogeltje (50 – 150)	dwergstern (900 – 1700)
noordse stormvogel (500 – 1000)	fuut (700 - 1500)	visdief (6000)
roodkeelduiker (1000 – 2000)	roodhalsfuut (20 – 50)	noordse stern (geen aantallen)
zwartkopmeeuw (200 - 240)	drieteenmeeuw (5000 – 15000)	grote stern (5000)
dwergmeeuw (8000)	eider (500 – 1500)	jan-van-gent (10000 – 20000)
grote zee-eend (50 – 100)	kleine jager (300 – 900)	zeekoet (3000 – 5000).

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 Borssele zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). In bijlage 3 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 5.9 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 & Saeftinghe 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 5.9 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 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
	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	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecij-

		exemplaren in het Deltagebied	fer
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. Recent 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 250.000 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).

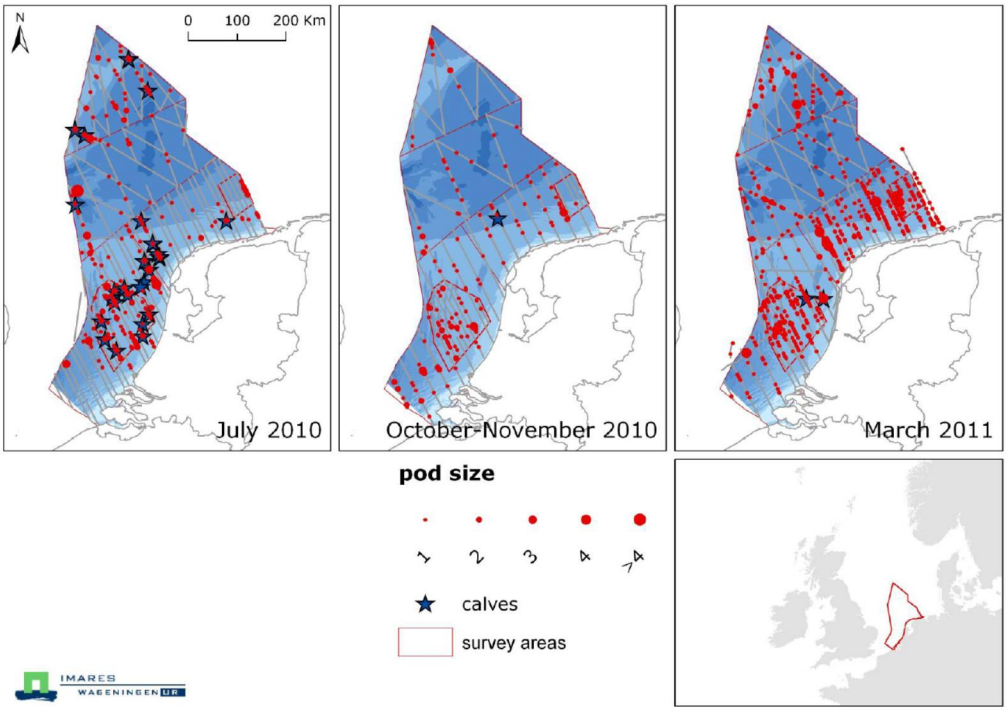
Recente berekeningen op basis van gecorrigeerde vliegtuigtellingen voor het NCP komen uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 in juli (95%-betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000), 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 Borssele

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.

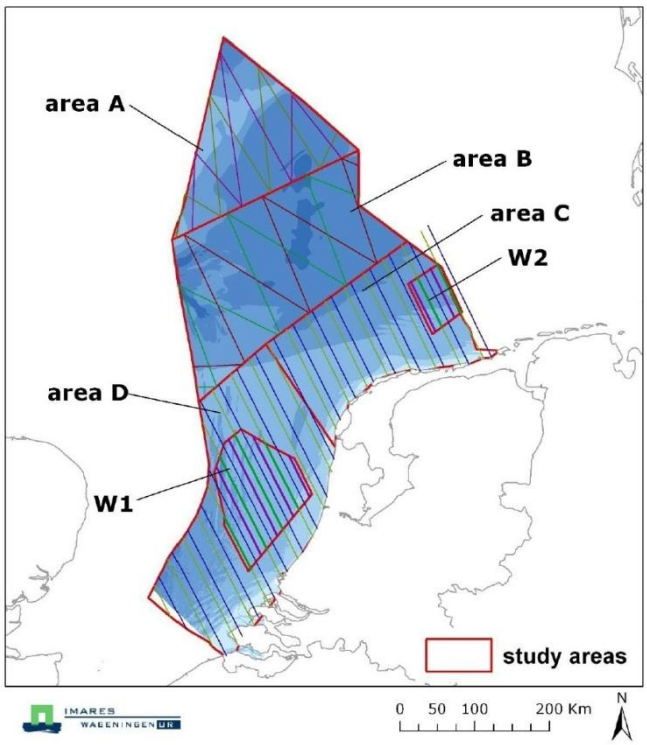
Het plangebied ligt in het gebied waar in maart, juli en oktober relatief lage dichtheden voorkomen. De volgende figuur geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens vliegtuigtellingen in 2010 en 2011 (figuur 6 uit Geelhoed et al. 2011).

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 kalfjes weer. (uit Geelhoed ea., 2011)



Tabel 5.10 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.

Figuur 5.2 Deelgebieden bruinvistellingen (Geelhoed, 2011)



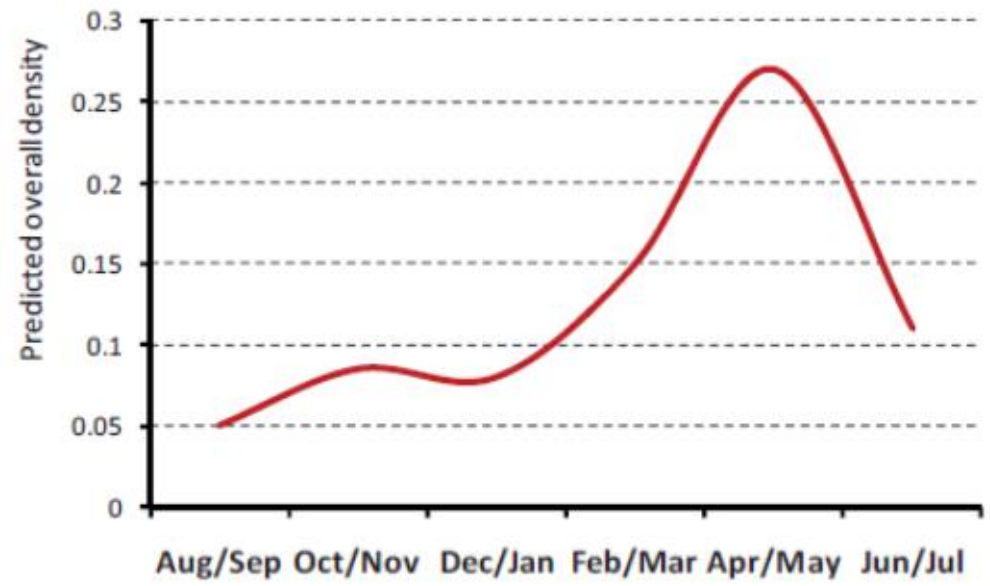
Tabel 5.10 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar het plangebied binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011 en aangevuld met gegevens uit Geelhoed et al. 2014).

periode	Dichtheid (aantal dieren/km2) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km2 NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438(0,236-0,903)	10098 (4341-22024)	25998 (13988-53623)
Okt/nov 2010	0,398(0.212 - 0.733)	0,505 (0,271-0,994)	8304(4431 – 15296)	29963 (16098-59011)
Maart 2011	1,174(0.658 - 2.389)	1,441 (0,803-2,786)	24501 (13726 – 49833)	85572 (49324-165443)
Maart 2012	1,42 (0,77 – 2,91)	1,12 (0,63-2,20)	29696 (15992 – 60810)	66685 (37284-130549)
Maart/apr 2013	1,32 (0,66 – 2,83)	1,07 (0,55-2,17)	27602 (13815 – 58987)	63408 (32478-128588)

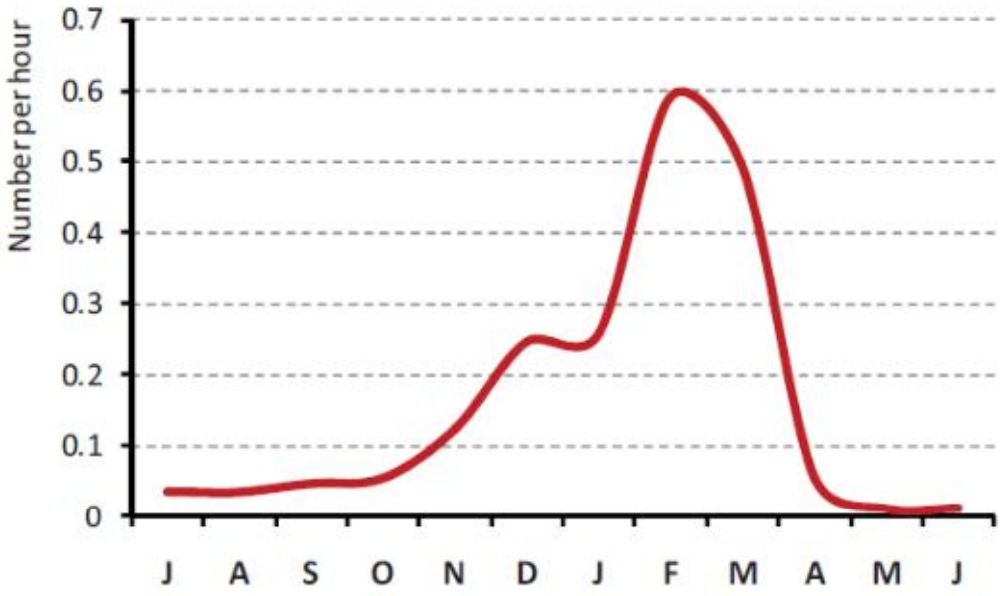
Seizoensvariatie

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; redrawn 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).

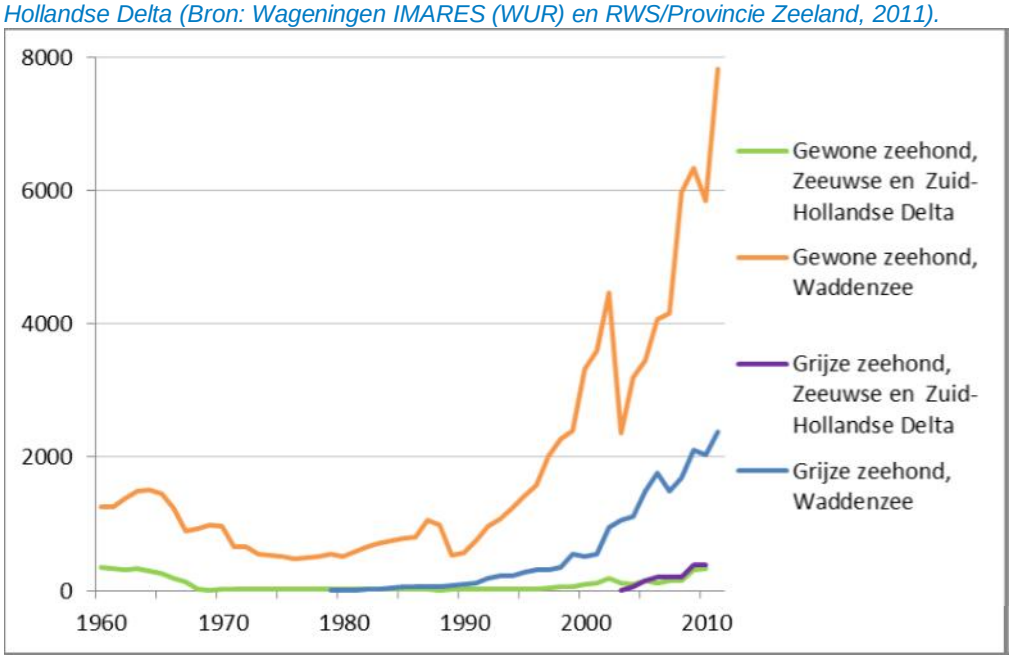
In maart 2011 werden in grote delen van het NCP hoge dichtheden gevonden, behalve bij Zeeland en de nabije kustzone van Noord- en Zuid-Holland. In juli werden hoge dichtheden gevonden rond de Bruine Bank, Botney Cut/Doggersbank en de Borkumse stenen. In oktober zijn de bruinvissen gelijkmatiger verspreid (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.

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 5.4 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 5.4 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: Wageningen IMARES (WUR) en RWS/Provincie Zeeland, 2011).



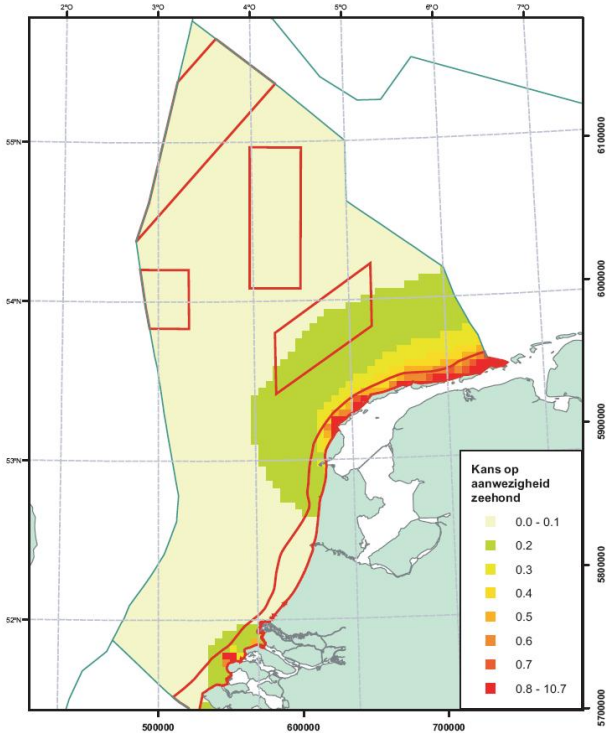
Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. Vliegtuigtellingen van gewone zeehonden geven aantallen van 2300 dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6800 in 2012 (Galatius et al., 2012).

Historisch gezien was het Deltagebied ook een belangrijk gebied voor zeehonden. Ongeveer 1/3 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).

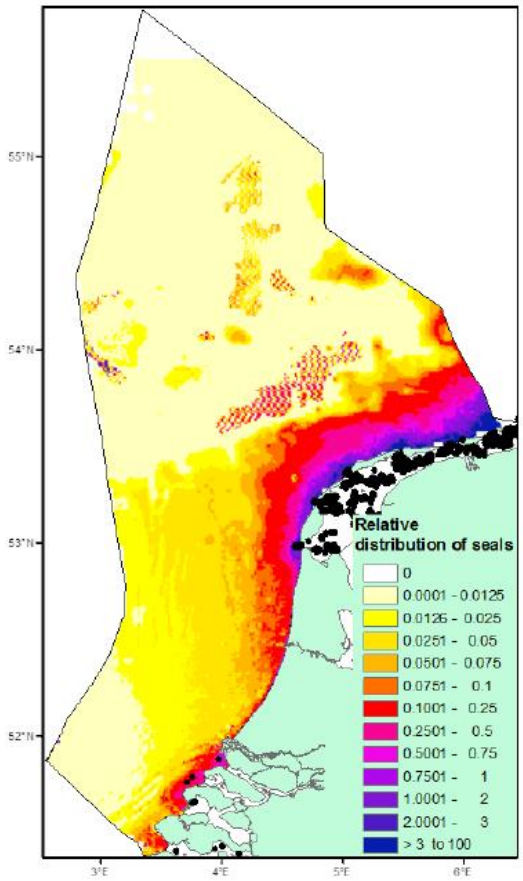
In het Deltagebied worden slechts zeer weinig pups geboren. Daarnaast is de mortaliteit er hoog. De groei van de populaties is te verklaren door import vanuit andere gebieden, zoals het Waddengebied of Engelse kolonies.

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 5.4 afkomstig uit Lindeboom et al. 2005). Hieruit blijkt dat de potentiële habitat van de gewone zeehond het gehele NCP 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 5.5 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en vliegtuigtellingen (Brasseur 2012).

Figuur 5.5 Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom et al, 2005)



Figuur 5.6 Gemodelleerde voorspelling van zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met vliegtuigtellingen (zwarte stippen zijn Haul out sites)[2].



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 zeehonden
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 dierafhankelijk 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.

[2] Uit: Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms, Sophie Brasseur et al, Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012

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 I en II in windenergiegebied Borssele. Het gaat hierbij om in totaal 45 soorten. Daarnaast zijn in het buitenland aanvullend nog 12 extra zee- en kustvogels aangewezen (tabel 6.2).

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied Borssele 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 – Leopold *et al.* 2015) Dit is in zoverre anders dat in eerdere PB's voor offshore windparken wel naar de cumulatieve instandhoudingsdoelen van de potentiele 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 (Leopold *et al*. 2015). Indien de aantallen slachtoffers door een windpark in kavel II 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.

Tabel 6.1 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel II onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Nbwet 1998

	Maximale sterfte als gevolg van:		gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	PBR	Significant?
zeevogels	aanvaringen	habitatverlies			
zeekoet	0	12^	1	26641	nee[$]
alk*	0	5^	1	7129	nee[$]
dwergmeeuw	4	2	0	3971	nee[$]
kustvogels					
eider**	6	0	1	22082	nee[$]
zwarte zee-eend	0	0	1	27730	nee
roodkeelduiker	0	0	1	1378	nee
parelduiker	0	0	1	179	nee
fuut	0	0	0	10705	nee
aalscholver	0	0	0	4919	nee
dwergstern	0	0	0	39	nee
zwarte stern	0	0	0	43	nee

grote stern	1	1	0	2378	nee[$]
visdief	1	0	0	4930	nee[$]
noordse stern	0	0	0	5146	nee[$]
landvogels					
kleine zwaan[#]	46	n.v.t.	n.v.t.	131	nee[+]
grauwe gans[#]	46	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
kolgans[#]	46	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
brandgans[#]	46	n.v.t.	n.v.t.	13075	nee[$]
rotgans[#]	46	n.v.t.	n.v.t.	6056	nee[$]
bergeend[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	3447	nee[$]
topper[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	4392	nee[$]
kuifeend[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	10885	nee[$]
krakeend[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
slobeend[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
wilde eend[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
wintertaling[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
brilduiker[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
middelste zaagbek[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
smient[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	128325	nee[$]
pijlstaart[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
scholekster[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
bontbekplevier[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee[$]
zilverplevier[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	4337	nee[$]
goudplevier[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]
kievit[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	33999	nee[$]
kanoet[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	6099	nee[$]
drieteenstrandloper[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1770	nee[$]
bonte strandloper[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	59643	nee[$]
rosse grutto[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	6737	nee[$]
wulp[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	901	nee[$]
zwarte ruiter[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee[$]
groenpootruiter[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee[$]
tureluur[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	14590	nee[$]
steenloper[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	3322	nee[$]
watersnip[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	20542	nee[$]
scholekster[#]	6	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee[$]

[*] 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.

Tabel 6.2 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel II onder soorten zeevogels en kustvogels die in nabije buitenlandse Natura 2000-gebieden bescherming genieten via de EU Bird Directive (Vogelrichtlijn).

	Maximale sterfte als gevolg van:		gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	PBR	Significant?
zeevogels	aanvaringen	habitatverlies			
roodhalsfuut	0	0	1	1000's	nee[$]
jan-van-gent	24	7	1	5245	nee[$]
vaal stormvogeltje	0	0	1	1000's	nee[$]
noordse stormvogel	0	4	1	5934	nee[$]
grote zee-eend	0	0	1	408	nee[$]
grote jager	0	0	0	120	nee[$]
middelste jager	0	0	0	100's	nee[$]
kleine jager	0	0	0	812	nee[$]
zwartkopmeeuw	0	0	0	100's	nee[$]
drieteenmeeuw	7	13	0	16473	nee[$]
kleine mantelmeeuw	158	22	0	7560	nee[+]
grote mantelmeeuw	46	14	0	4144	nee[+]

[$] Geen effecten te verwachten doordat het aantal slachtoffers (zeer) ruim onder PBR ligt.

[+] Op voorhand niet uit te sluiten, nadere onderbouwing is vereist.

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 II, zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.*"

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Lokale niet-broedvogels in windenergiegebied Borssele, die beschermt zijn binnen de kaders van de Nbwet 1998 in Nederland zijn enkele soorten zeevogels (zeekoet, alk, dwergmeeuw) en kustvogels (roodkeelduiker, parelduiker, fuut, aalscholver, dwergstern, zwarte stern, grote stern, visdief en noordse stern) die zich hier met name als trekvogel ophouden (zie §6.1.3).

Uit tabel 6.1 blijkt dat in de categorie 'zeevogels' slachtoffers vallen onder zeekoeten (12 door habitatverlies), alk (5 door habitatverlies) en dwergmeeuw (4 door aanvaringen, 2 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 namelijk geen eenduidig antwoord over het optreden van habitatverlies onder dwergmeeuwen en voor de zekerheid worden ze dus meegenomen. Voor geen van deze soorten zijn voor alle gebieden waarbinnen ze zijn aangewezen kwantitatieve doelstellingen geformuleerd, waardoor het niet mogelijk is deze aantallen te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Daarom is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding deze aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. Voor geen van deze soorten overschrijden de aantallen slachtoffers, zowel van een windpark in kavel II 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.

In de categorie 'kustvogels' vallen mogelijk slachtoffers onder eider (6 door aanvaringen, echter dit is het maximaal aantal slachtoffers onder alle eenden), visdief (1 door aanvaringen) en grote stern (1 door aanvaringen, 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 habitat-

verlies mee. Eerder onderzoek geeft namelijk geen eenduidig antwoord over het optreden van habitatverlies onder grote sterns en voor de zekerheid worden ze dus meegenomen. Voor geen van deze soorten overschrijden de aantallen slachtoffers, zowel van een windpark in kavel II 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.

Lokale niet-broedvogels in windenergiegebied Borssele, die beschermd zijn binnen internationale kaders van *EU Bird Directive* in Belgische en Franse Natura 2000-gebieden zijn enkele soorten zeevogels (jan-van-gent, vaal stormvogeltje, noordse stormvogel, grote jager, kleine jager, middelste jager, drieteenmeeuw, grote mantelmeeuw) en kustvogels (roodhalsfuut, grote zee-eend, zwartkopmeeuw) die zich hier met name als trekvogel ophouden (zie §6.1.3).

Uit tabel 6.2 blijkt dat in de categorie 'zeevogels' slachtoffers vallen onder jan-van-gent (24 door aanvaringen, 7 door habitatverlies), noordse stormvogel (4 door habitatverlies), drieteenmeeuw (11 door aanvaringen, 13 door habitatverlies), kleine mantelmeeuwen (158 door aanvaringen, 22 door habitatverlies) en grote mantelmeeuw (46 door aanvaringen, 14 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 heeft geen eenduidig antwoord kunnen geven over het optreden van verstoring van meeuwensoorten en voor zekerheid worden de slachtoffers dus meegenomen. Voor geen van deze soorten zijn voor alle gebieden waar binnen ze zijn aangewezen kwantitatieve doelstellingen geformuleerd, waardoor het niet mogelijk is deze aantallen te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Daarom is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding deze aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. Voor geen van de soorten overschrijden de aantallen slachtoffers van een windpark in kavel II de PBR. Voor de meeste jan-van-gent, noordse stormvogel en drieteenmeeuwen overschrijden de aantallen slachtoffers in cumulatie ook niet de PBR, en daarom zijn voor die soorten significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten. Voor kleine- en grote mantelmeeuwen overschrijden in cumulatie de aantallen slachtoffers echter wel de PBR en daarmee zijn voor die soorten significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden op voorhand niet uit te sluiten.[3]

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

"*Effecten als gevolg van **aanvaringen** op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel II tijdens foerageertochten in het broedseizoen, zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel 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 in potentie windenergiegebied Borssele bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen en grote sterns uit kolonies die liggen binnen Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden voor deze soorten instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd als broedvogel. Voor beide soorten worden hieronder de effecten behandeld en beoordeeld.

Kleine mantelmeeuw
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels uit het Veerse Meer en Krammer Volkerrak in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. In België zijn geen

[3] De ondergrens van het vermogen van de turbines binnen de bandbreedte zal verhoogd worden tot 4 tot 6 MW (zie ook opmerking bij tabel 3.1). Hierdoor zal een geringer aantal turbines nodig zijn om het vermogen van 350 MW te bereiken hetgeen leidt tot een vermindering van de effecten op vogels. Op dit moment is deze ondergrens nog niet bepaald, daarom wordt in deze Passende Beoordeling nog gerekend met een ondergrens van 3 MW per turbine.

kolonies kleine mantelmeeuwen beschermd in het kader van Natura 2000. Wel ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange vanuit het Engelse Natura 2000-gebied Alde, Ore, Butley Estuary. Verder zijn kleine mantelmeeuwen als broedvogel beschermd op de Vlaamse Banken, echter dit zijn dus niet de kolonies, maar de foeragerende vogels. Hierdoor is er dus geen directe relatie tussen dit foerageergebied en het plangebied, waardoor dus geen sprake kan zijn van externe werking. Hierdoor hoeft dit niet verder beschouwd te worden in de voorliggende PB.

Alleen de kleine mantelmeeuwen met GPS-loggers uit Belgisch onderzoek in Zeebrugge en vanuit de Engelse kolonie in Orford Ness bleken tot in windenergiegebied Borssele te reiken. Van vogels uit de Nederlandse kolonie in het Krammer Volkerrak 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 Borssele verwaarloosbaar zijn. Voor kleine mantelmeeuwen uit het Veerse Meer is onbekend in hoeverre deze op zee foerageren.

Uit de slachtofferberekeningen (§4.2) blijkt dat tijdens het broedseizoen (mei – jul) 64 (alternatief 1), 62 (alternatief 2) en 11 (alternatief 3) kleine mantelmeeuwen slachtoffer worden. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat namelijk 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 reëele en veilige schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat 64*0,6 = 38 (a1), 37 (a2), en 7 (a3) slachtoffers broedende adulten zijn. Daarnaast is het zo dat niet al deze slachtoffers afkomstig zijn uit beschermde kolonies. Op basis van foerageerrange (80 km, figuur 2.13a en b) kunnen in totaal ongeveer 50.000 broedparen tot in windenergiegebied Borssele komen (verzamelde gegevens uit Mitchell et al. 2004, Strucker et al. 2014, ongepubliceerde INBO gegevens). Veruit de meeste hiervan komen echter niet uit Natura 2000-kolonies in met name Nederland, maar ook in België. Vogels die broeden binnen beschermde kolonies maken hier maar ongeveer 996/50000 = 2,0% (Veerse Meer) en 1122/50000 = 2,2% (Orford Ness) van uit. Dit zorgt ervoor dat 38*0.02 = 1 (a1) slachtoffer uit het Veerse Meer afkomstig is en 37*0,02 = 1 (a2) en 7*0,02=0 (a3). Voor Orford Ness zijn de aantallen respectievelijk 1, 1, en 0 slachtoffers (tabel 6.3).

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat maximaal 1 kleine mantelmeeuw van de broedkolonies in Orford Ness per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele en 1 in de kolonie in het Veerse Meer (tabel 6.3).

Tabel 6.3 Berekening van aantallen aanvaringsslachtoffers van kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies van Orford Ness (Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary) en Veerse Meer (Natura 2000-gebied Veerse Meer), die werden gecorrigeerd voor de aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies en het deel floaters in de populatie. Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

Kolonie	Indicatief aantal broedparen	Bron
Nederlandse Delta incl Europoort	37000	Strucker et al. 2014
Engelse kust	7000	Mitchell et al. 2004
Belgische kust	3800	Stienen pers. comm.
Totaal	48.000 (~50.000)	

Kolonie	Instandhoudings-doelstelling	Huidige aantal broedparen	Percentage van totaal
Orford Ness	4070	1122 (2011-2012)	2,2%
Veerse Meer	590	996 (2010 – 2013)	2,0%

	Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
	Alternatief 1	Alternatief 2	Alternatief 3

	117 * 3 MW ø 100 m	117 * 3 MW ø 121 m	35 * 10MW ø 221 m
Aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)	64	62	11
Totaal aantal broedende adulten als slachtoffer	38,4	37,2	6,6
Totaal aantal slachtoffers uit kolonies in:			
Orford Ness (1122 paren)	0,84 (1)	0,82 (1)	0,15 (0)
Veerse Meer (996 paren)	0,77 (1)	0,74 (1)	0,13 (0)

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 1.122 broedparen in Orford Ness en 996 in het Veerse Meer). 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 respectievelijk 2,0 en 1,8 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 ofwel niet significant geclassificeerd.

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Alde/Ore Estuary, wordt maximaal 0,42%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Alde/Ore estuary zijn uitgesloten.

Voor de kolonies kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Veerse Meer, wordt met maximaal 0,43% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende kleine mantelmeeuwen binnen Natura 2000-gebied Veerse Meer zijn uit te sluiten.

Grote stern
Vanuit Nederlandse Natura 2000-gebieden kunnen broedende vogels van de Hooge Platen in potentie het windenergiegebied Borssele bereiken. Vanuit België bekeken ligt windenergiegebied Borssele binnen de foerageerrange van broedvogels uit de kolonie in Zeebrugge. Als *worst case* aanname zijn hier alle slachtoffers die als gevolg van windenergiegebied Borssele vallen tijdens de broedperiode (mei, jun, jul) proportioneel op basis van het aantal broedparen aan deze twee kolonies toegewezen (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Overzicht van berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van grote sterns uit de kolonies van de Hooge Platen (Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe) en Zeebrugge (Natura 2000-gebied Zeehaven Zeebrugge). Weergegeven zijn berekeningen voor 3 alternatieven met behulp van het Extended Band Model (Band 2012).

			Aantal slachtoffers tijdens broedtijd (mei – jul)		
Kolonie	gem. # broedparen (periode)	instandhoudingsdoelstelling	Alternatief 1 117 * 3 MW ø 100 m	Alternatief 2 117 * 3 MW ø 121 m	Alternatief 3 35 * 10 MW ø 221 m
Totaal			1	1	0
Hooge Platen	2220 (2010-2014)	6200 (regio Delta)	0,98 (1)	0,98 (1)	0
Zeebrugge	41 (2010 – 2014)	2300	0,02 (0)	0,02 (0)	0

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat jaarlijks maximaal 1 (0,98) grote stern van de broedkolonie op de Hooge Platen slachtoffer zal worden van de verschillende alternatieven van een windpark in windenergiegebied Borssele (tabel 4.10). Voor de kolonie in Zeebrugge zijn geen slachtoffers (0,02 per jaar) te verwachten. De 1%-norm van de jaarlijkse sterfte van de

populatie op de Hooge Platen en Zeebrugge is respectievelijk 4,5 en 0,08 vogels (jaarlijkse adulte overleving: 0,898 (Robinson 2005) bij huidige populatie's van resp. 2.220 en 41 paren).

Voor de kolonies grote sterns op de Hooge Platen, wordt maximaal 0,22%, van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II van windenergiegebied Borssele. Dit ligt onder de 1% norm waarmee significante effecten op de huidige populatie broedende grote sterns in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn uitgesloten.

Voor de kolonies grote sterns van het Natura 2000-gebied Zeebrugge, wordt met maximaal 0,22% ook minder dan 1% van de jaarlijkse sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines. Op basis hiervan kan ook worden geconcludeerd dat significant negatieve effecten door aanvaringen op broedende grote sterns binnen Natura 2000-gebied Zeebrugge zijn uit te sluiten.

6.1.3 Trekvogels

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

"*Effecten op enkele soorten trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoenstrek door kavel II vliegen, als gevolg van* ***aanvaringen*** *zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid wel uit te sluiten.*"

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit §6.1.1 blijkt dat significante effecten op trekkende zee- en kustvogels 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 (46 in totaal voor alle ganzen en zwanen door aanvaringen), bergeend, topper, kuifeend, krakeend, slobeend, wilde eend, wintertaling, brilduiker, middelste zaagbek, smient en pijlstaart (6 in totaal voor alle eenden door aanvaringen) en scholekster, bontbekplevier, zilverplevier, goudplevier, kievit, kanoet, drieteenstrandloper, bonte strandloper, rosse grutto, wulp, zwarte ruiter, groenpootruiter, tureluur, steenloper en watersnip (6 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 6 slachtoffers van welke eend- of steltlopersoort ook, nooit een significant effect zal genereren binnen de kaders van de Nbwet 1998. De aantallen slachtoffers voor deze soortsoorten 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 46 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 46 slachtoffers zouden dus allemaal kleine zwanen zijn, dan vormen die 46 een zeer groot deel van de PBR van 131 dieren voor de kleine zwanen populatie. Toch concluderen wij met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid dat significante effecten op kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel II van windenergiegebied Borssele 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 Borssele ten opzichte van de aantallen andere ganzen en zwanen laag zijn, waardoor uitgesloten is dat alle 46 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 II in windenergiegebied Borssele zijn uit te sluiten.

6.2 Zeezoogdieren

6.2.1 Bruinvis

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 (in prep.) 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.

Drempelwaarden

Drempelwaarden voor het optreden van een gedragsrespons (mijding/verstoring) en PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente '*peer reviewed*' literatuur. Tabel 6.2 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 geluiddosis, i.e. de 'optelsom' van meerdere geluidpulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Tabel 6.5: Drempelwaarden voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL_1 = geluiddosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{CUM} = geluiddosis 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, in prep.
	PTS-onset	SEL_{CUM} > 179 dB re 1 µPa^{2}s	TTS-onset uit Lucke et al. (2009) + 15 dB
Zeehonden	Gedragsrespons*	$SEL_{1,w}$ > 145 dB re 1 µPa^{2}s	Kastelein et al. 2011
	PTS-onset	$SEL_{CUM,w}$ > 186 dB re 1 µPa^{2}s	Southall et al. 2007

* Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

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 (SEL_1). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor de significante gedragsrespons (verstoring/mijding) worden overschreden. 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. Daarmee wordt er dus van uit gegaan 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, in prep.). Vooralsnog is het echter niet mogelijk om op basis van deze waarnemingen meer realistische aannames te doen.

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 bijlage 3);
- Voor de door bruinvissen en zeehonden ontvangen geluiddoses 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 35 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 eerder genoemde Werkgroep Onderwatergeluid.

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de 'ronde 3 windparken', waaronder de Borssele 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 kwantificeren.

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 (in prep.). De uitkomsten laten zien dat er bij benadering een lineair verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie. Een eerste-orde schatting van de mediaan (50% kans) van de reductie (van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring voor diverse scenario's op de Noordzee volgt uit de formule

"Populatiereductie (individuen) = $2{,}9 \cdot 10^{-3} \times$ bruinvisverstoringsdagen".

Interim PCoD schattingen geven ook de berekende kansverdeling voor de additionele populatiereductie. Globaal dient er rekening mee te worden gehouden dat er 10% kans bestaat dat de populatiereductie ongeveer 2 maal groter is dan de mediaanschatting.

Voor het nader bepalen en beoordelen van de effecten van de aanleg van windparken in de als eerste uit te geven kavels I en II op de bruinvispopulatie zijn drie extra berekeningen met het Interim PCoD model uitgevoerd. Dit vanwege een nadere analyses waaruit bleek dat de hierboven beschreven relatie tussen bruinvisverstoringsdagen en de mediaanschatting van de populatiereductie niet toepasbaar is als het effect op de populatie met een grotere zekerheid dan 50% moet worden geschat. Voor de beoordeling van de effecten op bruinvispopulaties zal conform de ASCOBANS doelstelling namelijk met een hoge waarschijnlijkheid (95%) moeten worden verzekerd dat de populatie niet onder een bepaald niveau daalt (zie Bijlage 2 Toetsing van effecten op bruinvissen).

In tegenstelling tot de mediaanschatting vertoont de relatie tussen dierverstoringsdagen en de 5-percentielwaarden geen rechtlijnig verband over de hele bandbreedte van de in Heinis en de Jong (in prep.) onderzochte scenario's. De reductie van de bruinvispopulatie door onderwatergeluidverstoring als gevolg van de constructie van kavel II volgt uit de formule (5-percentiel waarden = 5% kans op een grotere reductie)

"Populatiereductie (individuen) = $1{,}27 \cdot 10^{-2} \times$ bruinvisverstoringsdagen".

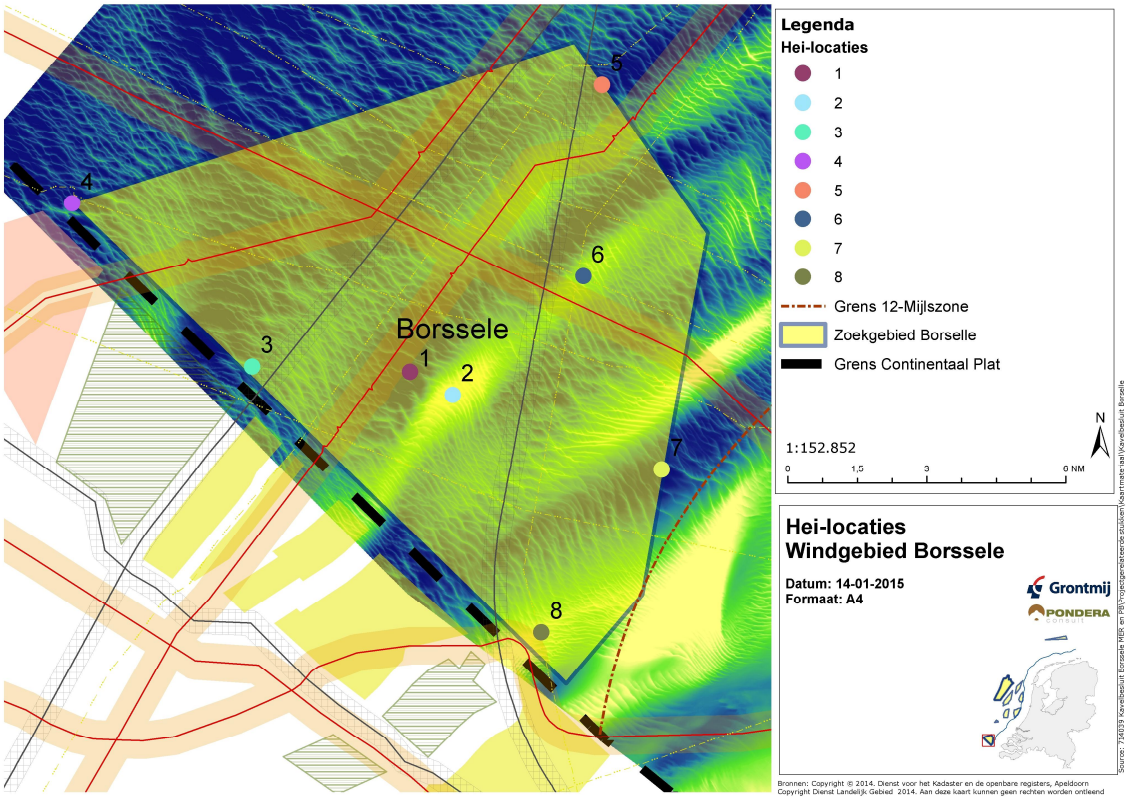
Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringsdagen. In principe wordt er in het PCoD model van uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) als één verstoringsdag telt. 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. 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. 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, in prep.) en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties.

Hei-posities

Voor het windpark in Kavel II is voor twee heipositie een berekening uitgevoerd, deze posities zijn positie 7 op ca. 33 meter diepte en positie 8 op ca. 16 meter diepte. De posities worden in onderstaand figuur weergegeven.

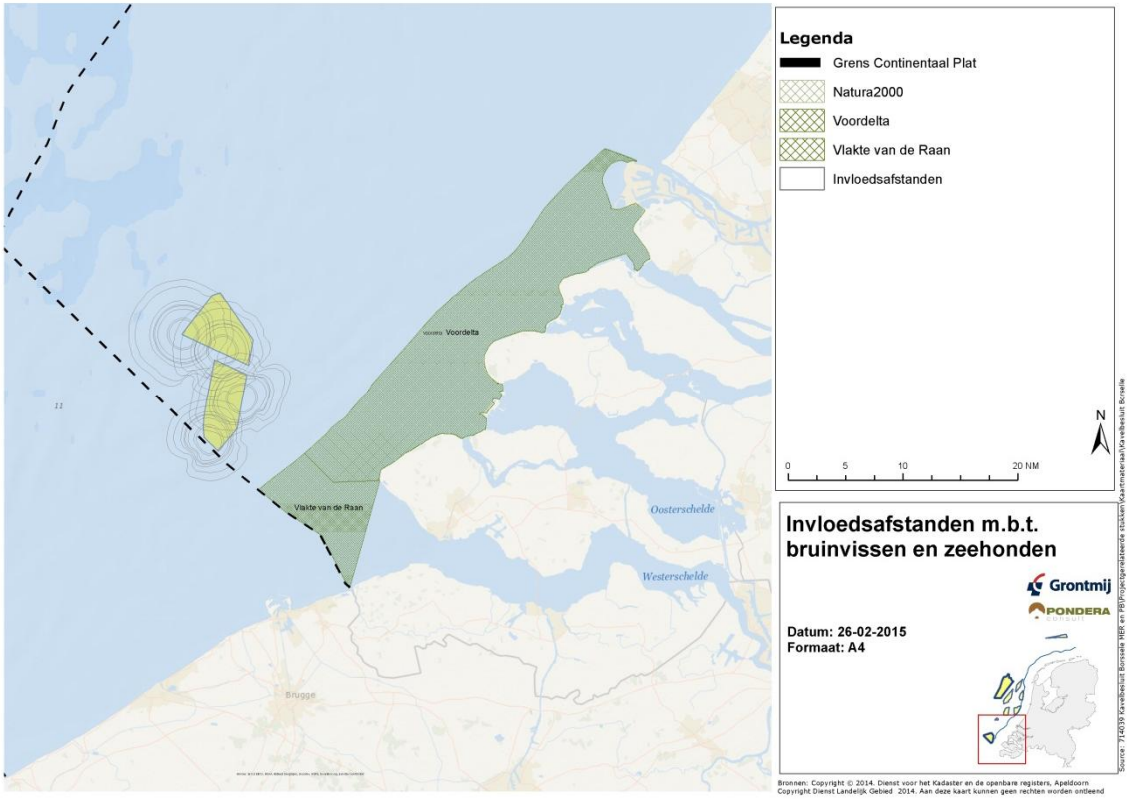
Figuur 6.1 hei-posities Windenergiegebied Borssel. Posities 7 en 8 betreffen Kavel II (posities 5 en 6 betreffen Kavel I.



Effectafstanden

In figuur 6.2 zijn de effectafstanden van alle alternatieven, voor zowel zeehonden als bruinvissen weergegeven in relatie tot de omliggende Natura 2000-gebieden. De effectafstanden voor de aanleg van zowel kavel I als II zijn weergegeven.

Figuur 6.2 Invloedafstanden bruinvissen en zeehonden met maximale geluidsbelasting op 750 meter bij hei-werkzaamheden in kavel I en II



6.2.2 Bruinvis

Effecten op gedrag van bruinvissen

In de 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 I en II in één jaar. In deze tabellen zijn weergegeven de effecten van heien op een paalpositie met de in het kavel aanwezige maximale waterdiepte (ca. 33 meter) en een paalpositie met een minimale waterdiepte (ca.16 meter).

In deze alternatieven is een norm gesteld aan de propagatie van heigeluid: op 750 m van de heilocatie mag de SEL_1 niet meer dan 160 dB re μPa^2s bedragen. Voor de Kavels I en II in het gebied van Borssele is door TNO berekend wat het toepassen van deze norm op de verschillende paalposities zou betekenen voor het oppervlak verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde zeezoogdieren. In onderstaande tabel 6.6 en tabel 6.7 is te zien dat de maximaal toelaatbare jaarlijkse populatiereductie van 1.275 dieren bij de aanleg van de twee kavels van Windpark Borssele voor beide alternatieven in geen enkel geval wordt overschreden.

Tabel 6.6 Cumulatieve effecten van heien voor het in één jaar aanleggen van kavel I en II van het Borssele windpark (alternatief 1: 2 x 35 funderingen met hei-energie 3.000 kJ) op de bruinvispopulatie op het NCP zonder toepassen van een geluidsnorm en met het toepassen van de geluidsnorm van 160 dB.

		bruinvisverstoringsdagen	populatiereductie (5-percentiel)
voorjaar	najaar		
I, II		15.109	**192**
I	II	10.593	**135**
II	I	8.751	**111**
	I, II	4.235	**54**

Tabel 6.7 Als tabel 6.6 voor alternatief 2: 2 x 117 funderingen met hei-energie 1.000 kJ.

		bruinvisverstoringsdagen	populatiereductie (5-percentiel)
voorjaar	najaar		
I, II		50.507	**641**
I	II	35.410	**450**
II	I	29.252	**372**
	I, II	14.156	**180**

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.

Uit de analyses blijkt dat een (ongeveer) drievoudige toename van het aantal te heien funderingen van alternatief 2 t.o.v. alternatief 1 en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een drievoudige afname van de hei-energie. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere hei-energie nodig is, pakt dus gunstiger uit dan de aanleg van een windpark met veel kleine turbines die met een lagere hei-energie kunnen worden geheid. Uit door TNO uitgevoerde berekeningen blijkt echter dat ook bij het hanteren van een hogere geluidsnorm effecten op de bruinvispopulatie waarschijnlijk aanvaardbaar zijn (Heinis & de Jong, in prep.).

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. Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 m wordt geheid en dat deze diepte constant 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 (alternatief 1) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,6 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 3,0 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ wordt geheid (alternatief 2), zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,2 km onder windstille omstandigheden. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als in ondieper water wordt geheid.

6.2.3 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij de constructie van kavel II van het windpark Borssele voor de twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in tabel 6.8. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 4 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om maximaal 0,08% (alternatief 1) of om 0,05% (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 2 bijna tweemaal zo groot als dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven. In de tabel 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. 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 6.8 Effecten van heien voor de aanleg van windpark Borssele op het gedrag van gewone zeehonden. 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 8.000 dieren.

	Alternatief 1		Alternatief 2	
	hei-energie 3.000 kJ		hei-energie 1.000 kJ	
	positie 7	positie 8	positie 7	positie 8
Zeehonden binnen contour (n)	6	5	4	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,08	0,06	0,05	0,04
Dierverstoringsdagen (n)	213	174	422	341
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 – 193		3 – 381	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 2,4		0,04 – 4,8	

Voor bovenstaande berekeningen is de geluidsnorm van 160 dB re µPa^{2}s van de SEL_1 op 750 meter van de heilocatie niet gehanteerd. De effecten zullen in werkelijkheid dus lager uitvallen dan hierboven beschreven.

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. Het betreft de situatie dat een fundering op de maximale, in het plangebied van windpark Borssele voorkomende diepte van 35 m wordt geheid en dat deze diepte constant is in het gehele gebied waarbinnen PTS kan optreden.

Uit de berekeningen blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van Borssele verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km^2). Het is vrijwel uitgesloten dat zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden een zeehond binnen deze contour bevindt.

6.3 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied

6.3.1 Vogels

In deze paragraaf wordt voor een selectie van Natura 2000-gebieden (zie selectiecriteria §4.6) weergegeven welke soorten daar zijn aangewezen en hoe de verwachte slachtoffers als gevolg van een windpark in windenergiegebied Borssele zijn te relateren aan de verschillende instandhoudingsdoelen in deze gebieden.

Veerse Meer (NLD)
Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Veerse Meer met een instandhoudingsdoel van 590 broedparen. Maximaal 1 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Westerschelde/Saeftinghe (NLD)
Grote sterns zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe met een instandhoudingsdoel voor de Deltaregio van 6200 broedparen. Maximaal 1 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Alde, Ore and Butley Estuaries (UK)
Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Alde, Ore and Butley Estuaries met een instandhoudingsdoel van 4070 broedparen. Maximaal 1 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

SBZ-V "Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist" in Natura 2000-gebied "Duingebieden" (BEL)
Grote sterns zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Duingebieden met een instandhoudingsdoel van 2300 broedparen. Maximaal 1 van deze broedvogels gaat per 50 jaar dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen met windturbines in kavel II. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Voordelta (NLD)
Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele. Voor geen van deze soorten is de sterfte van een windpark in kavel II 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 (NLD)
Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele. Voor geen van deze soorten is de sterfte van een windpark in kavel II 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 (NLD)
Het Friese Front is aangewezen voor zeekoeten. Uit tabel 6.1 blijkt dat de totale sterfte zeekoeten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies bestaat uit 12 individuen. De jaarlijkse adultenoverleving voor deze soort is 0,946 (Harris et al. 2000). Populatieschattingen van zeekoeten op het Friese Front lopen sterk uiteen, maar bedragen jaarlijks enkele tienduizenden vogels (8.000 – 90.000; Van Bemmelen et al. 2013, Leopold & van Bemmelen 2014). De 1%-norm van de jaarlijkse natuurlijk sterfte van deze populatie bedraagt daarmee 4 tot 49 vogels. De berekende additionele sterfte als gevolg van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele (12 vogels) zou dus 0,24 tot 3 keer de 1% norm van jaarlijkse natuurlijk sterfte bedragen. Uitgaande van een instandhoudingsdoel van 20.000 individuen zou de 1% mortaliteitsnorm liggen op 11 vogels. Vasthoudend aan het *worst case* scenario zou dit betekenen dat significante effecten als gevolg van een windpark in kavel II niet zijn uit te sluiten. Echter hier zijn diverse kanttekeningen te plaatsen (o.a. in hoeverre zijn zeekoeten in kavel II toe te schrijven aan Natura 2000-gebied Friese Front, en dat deze sterfte slechts een verwaarloosbare fractie van de PBR van deze soort is). Daarom is de conclusie dat geen significante effecten optreden te rechtvaardigen (zie §6.1.1 en §6.1.3).

Vlaamse Banken (BEL)
Voor de meeste soorten waarvoor Natura 2000-gebied Vlaamse Banken is aangewezen worden geen grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele. Voor alle soorten is de sterfte van een windpark in kavel II alleen niet hoger dan de PBR (zie §6.1.1 en §6.1.3). Voor de meeste soorten ligt daarnaast de berekende vogelsterfte van een windpark in kavel II ook in cumulatie niet hoger dan de PBR (Leopold *et al.* 2015), en significante effecten op de aangewezen populaties uit dit Natura 2000-gebied zijn daarmee uitgesloten. Een uitzondering hierop vormen kleine - en grote mantelmeeuw. De aantallen slachtoffers van deze soorten liggen in cumulatie wel boven de PBR norm (Leopold *et al.* 2015), en

daarmee zijn significante effecten op Natura 2000-populaties zoals die van de Vlaamse Banken niet uitgesloten.

Banc des Flandres (FRA)
Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Banc des Flandres is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele. Voor geen van deze soorten is de sterfte van een windpark in kavel II alleen en in cumulatie (Leopold *et al.* 2015), ook 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).

6.3.2 Zeezoogdieren

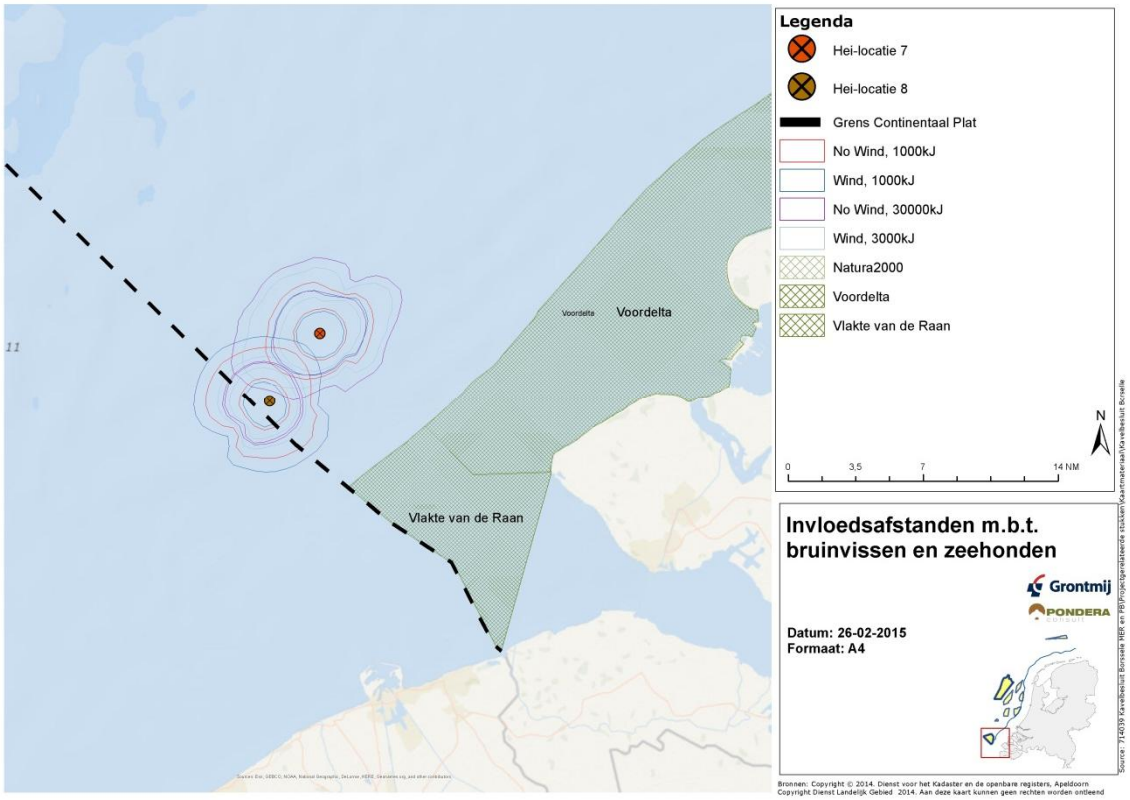
Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark Borssele zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwatergeluidsniveaus 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. In figuur 6.3 worden de effectafstanden van kavel I voor zowel zeehonden als bruinvissen in relatie tot Natura 2000-gebieden weergegeven. Wat blijkt is dat er geen sprake is van directe externe werking.

Figuur 6.3 Invloedafstanden bruinvissen en zeehonden met maximale geluidsbelasting op 750 meter bij hei-werkzaamheden in kavel II



Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (tabel 6.9). 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 6.9 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 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 (Brasseur 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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 notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in tabel 6.10**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** samengevat.

Tabel 6.10 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. 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 (Waddenzee en) 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 verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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 Noordzeekustzone kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen ligt het door heigeluid verstoorde gebied op grote afstand van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone waardoor er geen overlap met het verstoorde gebied is. 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).

In het door de Nederlandse overheid ontwikkelde Kader Ecologie en Cumulatie is bepaald dat bij een jaarlijkse afname van de bruinvispopulatie met meer dan 1.275 dieren op het NCP significante effecten niet kunnen worden uitgesloten. Uit tabel 6.11 is af te leiden dat deze waarde in geen van de seizoenen wordt overschreden voor beide alternatieven.

Tabel 6.11 Voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel II van windpark Borssele in verschillende seizoenen (5 percentielwaarden = 5% kans op een grotere afname) en in gemiddelde waterdiepte.

	Afname bruinvispopulatie op het NCP (aantal dieren)		
	voorjaar	zomer	najaar
alternatief 1	80	27	22
alternatief 2	266	90	75

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. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Voordelta. 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 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende is 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.

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 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. 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie tabel 6.10). 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 ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. 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 Vlakte 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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende is 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 Vlakte van de Raan kunnen daarom worden uitgesloten.

Voor bruinvissen ligt het door heigeluid verstoorde gebied op enige afstand van de het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. Er is geen overlap met het verstoorde gebied. 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). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd bij het Natura 2000-gebied ‘Noordzeekustzone’ (zie tabel 6.11).

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 zone van minimaal 10 km, wat ruim voldoende 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 uitzonderingen vormen de kleine – en grote mantelmeeuw. Voor deze soorten blijken de cumulatieve aantallen slachtoffers in windparken in de Zuidelijke Noordzee wel de PBR van deze populatie te overschrijden (Leopold *et al.* 2015). Daardoor komen Natura 2000-populaties van deze soorten wel in gevaar. Het terugdringen van deze aantallen aanvarings-slachtoffers door het gebruik van een hoger turbinevermogen en daarmee een vermindering van het totaal aantal turbines (studie in uitvoering, Bureau Waardenburg / Imares Wageningen UR) voorkomt dat deze significante effecten optreden.[4]

Verder is ook de kleine zwaan een uitzondering van de regel. Deze soort heeft een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Door het ontbreken van soortspecifieke aantallen aanvaringsslachtoffers is het vooraf moeilijk om een kwantitatieve inschatting te geven van de potentiele additionele sterfte als gevolg van een windpark in kavel II. Echter op basis van verspreidingsgegevens van kleine zwanen in Nederland en Engeland is te beredeneren dat de grootste aantallen trekkende zwanen die de Noordzee overvliegen ten noorden van windenergiegebied Borssele langs zullen gaan. Daardoor zijn de aantallen slachtoffers onder kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel II in windenergiegebied Borssele verwaarloosbaar, dus eventuele cumulatieve effecten voor deze soort worden veroorzaakt door andere parken buiten windenergiegebied Borssele.

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. 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.

7.2.1 Scenario's

Voor het verkrijgen van een indruk van de cumulatieve effecten van de constructie van de in kavel I en II gelegen delen van het windpark Borssele op de zeezoogdieren van het NCP met andere initiatieven zijn de volgende scenario's beschouwd:

- Borssele: 2 parken in voorjaar, geen overlap in verstoringscontouren (dat betekent 1 paal per 24 uur, dus om en om)
- Borssele: 1 park in voorjaar, 1 in najaar (verschillende volgorde)

[4] De ondergrens van het vermogen van de turbines binnen de bandbreedte zal verhoogd worden tot 4 tot 6 MW (zie ook opmerking bij tabel 3.1). Hierdoor zal een geringer aantal turbines nodig zijn om het vermogen van 350 MW te bereiken hetgeen leidt tot een vermindering van de effecten op vogels. Op dit moment is deze ondergrens nog niet bepaald, daarom wordt in deze Passende Beoordeling nog gerekend met een ondergrens van 3 MW per turbine.

- Borssele: 2 parken in najaar

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 in het voorjaar zullen plaatsvinden (*worst case*). Conform het door de Werkgroep Onderwatergeluid (gevormd op initiatief van RWS) ontwikkelde internationale scenario is gekozen voor het windpark Mermaid, bestaande uit 38 turbines van 6 MW. Aangenomen is dat de hei-energie 2.000 kJ bedraagt (aanname 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 verstoringoppervlakten (indien sprake is van overlappende verstoringsoppervlakten, zal het totale aantal dierverstoringsdagen afnemen). Als voor de twee Borssele windparken alle funderingen op dezelfde dag zouden worden geheid ontstaat volledige overlap van het verstoorde oppervlak, aangezien elke contour een dag 'blijft staan' (zie uitgangspunten in § 2.2). In dat geval neemt het totale aantal dierverstoringsdagen met 26% af voor alternatief 1 en met 24% voor alternatief 2.

7.2.2 Cumulatieve effecten op bruinvispopulatie

Voor de aanleg van de kavels I en II in het windpark Borssele en het Belgische windpark Mermaid zijn in cumulatie significant negatieve effecten uit te sluiten. Uit de berekeningen zoals weergegeven in de tabellen 7.1 en 7.2 blijkt dat in de situatie wanneer het windpark Mermaid wordt aangelegd in het voorjaar, gezamenlijk met de twee Borssele windparken, het aantal van 1.275 individuen wordt overschreden. Echter, in België is in de vergunningen van de windparken een hei-restrictie tijdens de periode van 1 januari tot en met 30 april van kracht omdat in deze periode de dichtheid van bruinvissen het hoogst is (zie paragraaf 5.2.1). In deze periode kunnen dus slechts de 2 Borssele windparken tegelijkertijd worden aangelegd. Ook geldt in België in recent afgegeven vergunningen een inspanningsverplichting om de geluidsbelasting op 750 meter afstand van de bron niet boven de 185 dB re 1 uPa (SPL-peak) uit te laten komen. Deze norm is min of meer vergelijkbaar met de 'Duitse norm' van maximaal 160 dB re μPa^2s van de SEL_1 op 750 meter. Aangezien het aantal van 1.275 individuen slechts met 199 wordt overschreden en hierbij geen rekening is gehouden met de bovengenoemde maatregelen die van kracht zijn voor windpark Mermaid, is het aannemelijk dat de populatiereductie als gevolg van de aanleg van drie windparken in het voorjaar (exclusief de periode 1 januari – 30 april), niet boven de 1.275 individuen uit komt.

Tabel 7.1 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 1) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar.

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		70	15.109	192	0,29
	I	II	70	10.593	135	0,21
	II	I	70	8.751	111	0,17
		I, II	70	4.235	54	0,08
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**69.815**	**887**	**1,4**
			maximaal	**86.689**	**1.075**	**1,7**

Tabel 7.2 Cumulatieve effecten van heigeluid op bruinvissen op het NCP door aanleg van 2 Borssele windparken (alternatief 2) en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar.

	voorjaar	najaar	impulsdagen	Dierverstorings-dagen	Populatiereductie (5 percentiel)	
					aantal dieren	% NCP
Borssele	I, II		234	50.507	641	1

	I	II	234	35.410	450	0,7
	II	I	234	29.252	372	0,5
		I, II	234	14.156	180	0,3
Mermaid	x		38	65.580	833	1,3
Totaal NCP			**minimaal**	**79.736**	**1.013**	**1,6**
			maximaal	**116.087**	**1.474**	**2,3**

7.2.3 Cumulatieve effecten op zeehondenpopulatie

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden door het in één jaar aanleggen van 2 kavels van het windpark Borssele in twee alternatieve opstellingen en het windpark Mermaid in België (basisscenario) zijn opgenomen in tabel 7.3. Voor zeehonden zijn echter geen gegevens van verstoringscontouren voor het Belgische windpark Mermaid beschikbaar. Er is in dit geval uitgegaan van de resultaten van berekeningen die door TNO zijn uitgevoerd voor het aan Mermaid grenzende kavel IV. Hierbij is voor Mermaid uitgegaan van een hei-energie van 2000 kJ. Naar analogie van de berekeningen voor kavel II is in de berekeningen voor de cumulatieve effecten ten aanzien van zeehonden ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van de kavels I en II en Mermaid zijn geheid. Voor de ondergrens van deze bandbreedte is uitgegaan dat de dieren plaatstrouw zijn, wat wil zeggen dat steeds dezelfde dieren worden verstoord. Voor de bovengrens is het gemiddelde aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen, wat betekent dat steeds verschillende dieren 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 Borssele windparken en het Belgische Mermaid (basisalternatief) in één jaar

		Impulsdagen	Verstoorde dieren per geheide fundering	Dierverstorings dagen	% NCP
Borssele I/II	alternatief 1	70	2 -6	287	0,08 – 3,9
	alternatief 2	234	1 – 4	475	0,04 – 5,9
Mermaid		38	< 1	20	< 0,01 – 0,03
				cumulatief minimaal	< 0,05 – 0,09
				cumulatief maximaal	4,2 – 6,2

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 verstoorde gebied.

7.3 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden door aanleg van kavel I en II

7.3.1 Bruinvis

De effecten van heigeluid tijdens het in één jaar aanleggen van twee kavels van het windpark Borssele en het Belgische Mermaid kunnen gevolgen hebben voor de in het Deltagebied gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen. Het betreft de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan. Aangezien de verstoringscontouren van Mermaid niet bekend zijn is niet uit te sluiten dat directe externe werking op de Vlakte van de Raan optreedt. Wel is aannemelijk dat, als er sprake is van directe externe werking, het effect verwaarloosbaar is, want de overlap van de verstoringscontour met het Natura 2000-gebied zal zeer klein zijn. Daarnaast is het een tijdelijk effect.

De kwaliteit van het gebied als leefgebied voor de bruinvis wordt dus nagenoeg 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).

Uit voorgaande paragraaf blijkt dat, voor de aanleg van de kavels I en II in het windpark Borssele en het Belgische windpark Mermaid in cumulatie significant negatieve effecten zijn uit te sluiten.

7.3.2 Zeehonden

Effecten van heigeluid tijdens het in één jaar aanleggen van twee kavels van het windpark Borssele en het Belgische Mermaid kunnen gevolgen hebben voor de in het Deltagebied gelegen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen voor gewone en grijze zeehonden. Het betreft de Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlakte van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe. Voor de gewone en grijze zeehonden waarvoor in de Waddenzee en de Noordzeekustzone instandhoudingsdoelstellingen bestaan, zijn effecten uit te sluiten. Het verstoorde gebied ligt namelijk op een dusdanig grote afstand van de ligplaatsen van zeehonden in deze gebieden 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 verstoringscontour en de kust ligt namelijk een zone die breed genoeg is voor het ongehinderd heen en weer zwemmen tussen de diverse gebieden.

Er is sprake van een geringe indirecte externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Natura 2000-gebieden Voordelta, Oosterschelde, Vlakte van de Raan en Westerschelde & Saeftinghe neemt 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 verstoorde gebied laag is. Ter illustratie: in het Deltagebied werden in de periode juli 2012 – juni 2013 gemiddeld 418 gewone zeehonden geteld (Arts et al., 2014); 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 307 (73%) van deze dieren eenmalig in hun normale gedrag worden verstoord bij aanleg van alternatief 1 + Mermaid; bij aanleg van alternatief 2 + Mermaid zouden alle dieren minimaal eenmaal worden verstoord en een deel (77 = 18%) tweemaal; 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 verstoringscontour en de kust dermate groot is bedraagt, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Bijlage Literatuur

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.

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.

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.

Bijlage 9

Verwerking advies Cie-m.e.r.

Verwerking van advies Commissie m.e.r. in MER

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar in MER?
Essentiële punten		
1	een beschrijving van de ligging en omvang van de kavels, de onderzochte bandbreedte aan (technische) invullingsmogelijkheden en de daaraan verbonden milieugevolgen	Hoofdstuk 5 met informatie over de ligging en omvang van de kavels, 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 zeezoogdieren en vogels) en beschermde gebieden (waaronder Natura 2000-gebieden) met daarbij een toetsing van deze gevolgen aan wet- en regelgeving en beleid, eventueel met gebruik van het 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC);	In hoofdstuk 6 (vogels en vleermuizen) en hoofdstuk 7 (onderwaterleven) worden de gevolgen beschreven. In twee bijlagen, bijlage X en bijlage X, wordt getoetst aan respectievelijk de Nb-wet en de Ff-wet.
3	een overzicht van de mogelijke en van de benodigde maatregelen om nadelige effecten op natuur en scheepvaart 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. In hoofdstuk 13 wordt aangegeven welke maatregelen genomen worden in het voorkeursalternatief.
4	Samenvatting van het MER	Na de titelpagina is een samenvatting opgenomen.
Aanbevelingen		
5	De Commissie adviseert daarom in het MER voorbeelden op te nemen van hoe de resultaten van het MER (kunnen) worden doorvertaald in voorschriften bij een kavelbesluit, zodat lezers zich er een beeld van kunnen vormen.	Het kavelbesluit wordt gelijktijdig met het MER gepubliceerd, dus voorbeelden in het MER zijn niet nodig om een beter beeld voor de lezer te geven.

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar in MER?
6	De Commissie adviseert ook aandacht te besteden aan: - de implementatie van de Kaderrichtlijn Mariene strategie (KRM); - de voortgang in de aanwijzing respectievelijk aanmelding van beschermde gebieden onder de Vogelrichtlijn en/of de Habitatrichtlijn; - de status van Marine Protected Areas en Quality Objectives (EcoQO's) in het kader van OSPAR; - de Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS); - de Ecologische hoofdstructuur (EHS). De Commissie adviseert vooral in te gaan op de betekenis ervan voor een kavelbesluit. Ga hierbij ook in op de relatie tussen bovenstaande kaders en op de implementatie van deze kaders in het KEC (zie verder §4.2 van dit advies).	Met name in bijlage 2 (achtergrondrapportage Bureau Waardenburg) wordt ingegaan op de verschillende kaders en de betekenis voor de beoordeling van de milieueffecten. Wat betreft ASCOBANS vormt de doelstelling die daarin geformuleerd is een kader om te komen tot een maat voor toelaatbare effecten op bruinvissen. Dit word in het hoofdstuk onderwaterleven, achtergronddocument zeezoogdieren (bijlage 3) en in het KEC geadresseerd.
7	Onderbouw in het MER of eventueel een derde transformatorstation (en dus opvulling van de kavels tot een gezamenlijk vermogen van 2.100 MW) een realistische optie is. Ga daarbij in op de mogelijkheden om ruimtegebruik voor andere activiteiten in het wind-energiegebied Borssele te beperken zodat maximaal ruimte voor windenergie overblijft. Denk hierbij aan het minimaliseren van ruimte voor kabel- en leidingencorridors, transformatorstations en aanvliegroutes voor helikopters. Mocht een derde transformatorstation een realistische optie zijn, werk deze dan uit in het MER.	In hoofdstuk 4 verkaveling en hoofdstuk elektriciteitsproductie komt dit aan de orde.
8	Sommige technieken vallen mogelijk zelfs buiten de in de NRD genoemde bandbreedtes. Denk bijvoorbeeld aan turbines van >10MW of (nog) hogere tiphoogtes. Het MER kan de milieueffecten van deze technieken laten zien en op basis daarvan kan bij het kavelbesluit een afweging gemaakt worden over de toelaatbaarheid van deze technieken. De Commissie vindt het verstandig te verkennen hoe deze technieken (toch) een plek kunnen krijgen.	In afstemming met TKI wind op zee is nagegaan of technieken die buiten de bandbreedte zouden kunnen vallen aan de orde zouden kunnen zijn; dit bleek niet het geval.
9	Natuur: Geef in het MER aan welke recente onderzoeksresultaten hebben geleid tot gewijzigde of meer nauwkeurige inzichten	Dit komt met name in de achtergronddocumenten voor vogels en vleermuizen (bijlage 2) en zeezoogdieren bijlage 3 aan de orde.
10	De Commissie adviseert de effecten van het voornemen op vogels afzonderlijk én in cumulatie te beschrijven. Maak hierbij een onderverdeling in de relevante soorten broedvogels, zeevogels en trekvogels. Neem een heldere methodebeschrijving van de gebruikte rekenmodellen (o.a. Bandmodel) op in het MER, met na te rekenen voorbeelden, en plaats de omvang van het aantal aanvaringslachtoffers in perspectief. De Commissie heeft de volgende aan-dachtspunten: - Broedvogels: hierbij kan de studie beperkt blijven tot soorten die op grote afstand van hun broedlocaties kunnen foerageren (zoals Kleine mantelmeeuw) en die het plangebied gedurende foerageervluchten kunnen passeren;	Zie hoofdstuk 6 en bijlage 2 (Achtergrondrapportage Bureau Waardenburg)

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar in MER?
	- Zeevogels: besteed aandacht aan alle pelagische soorten14 die (in een deel van het jaar) in het plangebied verblijven om te rusten of te foerageren, dan wel dit gebied tijdens seizoenmigraties passeren (o.a. jagers). Beschrijf de verstoringsafstanden en het aanvaringsrisico. Zijn gevolgen voor populaties niet op voorhand uitgesloten, ga dan ook in op voedselrelaties met het plangebied en de directe omgeving daarvan; - Trekvogels: veel soorten migreren tussen het continent en de Britse eilanden. De Com-missie acht het niet functioneel (of goed mogelijk) om de risico's voor al deze soorten afzonderlijk te kwantificeren. Dit kan daarom beter voor voorbeeldsoorten gebeuren. Selecteer hierbij soorten met voldoende 'nachttrekkers' die op rotorbladhoogte kunnen passeren.Schat de ordegrootte in van het totale aantal aanvaringsslachtoffers met een indicatieve verdeling over soortgroepen.	
11	Geef in het MER in ieder geval een korte beschrijving van de relevante soorten vleermuizen met trekkende populaties (waaronder de Ruige dwergvleermuis) en geef aan welke gevolgen voor trekkende populaties te verwachten zijn. De Commissie verwacht dat een kwalitatieve beschrijving, met een schatting van de ordegrootte van het aantal aanvaringsslachtoffers, kan volstaan.	Zie hoofdstuk 6 en bijlage 2 (Achtergrondrapportage Bureau Waardenburg)
12	Ga uit van recente aantallen en trends bij zeezoogdieren (Gewone en Grijze zeehond en Bruinvis). Voor de Borsselekavels zijn voor wat betreft zeehonden met name ligplaatsen in de Voordelta van belang. Geef aan de hand van een state of the art rekenmethode de te verwachten geluidcontouren behorende bij de te onderzoeken bandbreedtes in tabel 4.1 van de NRD. Houd ook rekening met seismisch vooronderzoek ten behoeve van de bouw van windturbines. Laat bij bovengenoemde soorten zien hoeveel dieren zich binnen de verschillende geluidcontouren kunnen bevinden, welke invloed het geluid heeft op hun gehoor (TTS, PTS) en (vlucht)gedrag en hoe het aantal beïnvloede dieren zich verhoudt tot het totale aantal binnen het Nederlands Continentaal Plat en de gehele Noordzee. Hanteer bij de beschrijving van ef fecten van onderwatergeluid ook worst-case scenario's: gebruik het lokale of regionale maximum van de dichtheid van de soort in het seizoen waarin de funderingen worden geplaatst. Beschrijf het effect van de aanleg ook in cumulatie met andere windparken. Besteed ook aandacht aan het bouwtempo van funderingen want dit bepaalt de mate waarin effecten zich telkens opnieuw voordoen en ook of steeds dezelfde dieren worden beïnvloed dan wel een ander deel van de populatie. Het werkt bij zeezoogdieren door in de duur van de blokkade van foerageergebieden en migratieroutes en in de verstoring door onderwatergeluid. Denk bij heiwerkzaamheden aan: 1. het aantal geheide turbinefunderingen per dag (denk ook aan de simultane invulling van meerdere kavels); 2. het aantal uren/dagen tussen afzonderlijke heisessies; 3. het aantal achtereenvolgende jaren dat geheid wordt. Geef een actueel overzicht van de (binnen afzienbare termijn) beschikbare mitigerende maatregelen, bijvoorbeeld om de emissie	Zie hoofdstuk 7 en bijlage 3 (achtergrondrapportage HWE)

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar in MER?
	van heigeluid te reduceren. Laat daarbij zien welke milieuwinst kan worden bereikt en in hoeverre de technieken kansrijk cq inzetbaar zijn voor de kavels Borssele.	
13	Geef in het MER een overzicht van relevante vissoorten binnen de eerder genoemde geluid-contouren en hun gevoeligheid voor heiwerkzaamheden. Enerzijds gaat het om beschermde vissoorten, anderzijds om vissoorten en bodemfauna die van belang zijn als voedsel voor vo-gels en zeezoogdieren.	Zie hoofdstuk 7.
14	Soortenbescherming: Geef bij effecten op soorten aan in hoeverre hierdoor de gunstige staat van instandhouding van soorten in het geding kan zijn. Sterfte door aanvaring (vogels) Geef aan voor welke vogelsoorten de sterfte ten gevolge van het voornemen ≥1% van de natuurlijke sterfte kan bedragen. Aantasting leefgebied (vogels, zeezoogdieren en vissen) Geef aan voor welke soorten sprake kan zijn van een wezenlijke aantasting van de kwaliteit van leefgebied door barrièrewerking en/of verstoring dan wel verandering van de voedselsituatie (bijvoorbeeld door de sterfte van vislarven). Beoordeel de gevolgen daarvan voor de draagkracht van de soort in het Noordzeegebied en voor de gunstige landelijke staat van in-standhouding.	Zie bijlage 7 met effecten op soorten in het kader van de Ff-wet.
15	Gebiedenbescherming Passende Beoordeling (PB) Betrek in de PB ook de gevolgen voor (toekomstige) Natura 2000-gebieden voor zover die via externe werking beïnvloed kunnen worden. Mitigerende maatregelen kunnen hierbij worden betrokken mits duidelijk is hoe bij de beoordeling wordt omgegaan met onzekerheden in milieueffecten en effectiviteit van mitigerende maatregelen. Motiveer duidelijk welke gebieden in het KEC bij de cumulatietoets worden betrokken. Indien (ook met mitigerende maatregelen) aantasting van natuurlijke kenmerken niet is uit te sluiten, geef dan aan hoe daarmee wordt omgegaan. Overige beschermde gebieden Beschrijf de gevolgen voor het onderwaterleven en vogels in Gebieden met Bijzondere Ecologische waarden (GBEW) en de Ecologische Hoofdstructuur (National Natuur Netwerk). In be-ginsel kan dit kwalitatief, wel rekening houdend met informatie over seizoen concentraties (en de daarmee verbonden randvoorwaarden).	Zie hoofdstuk 6 en 7 en bijlage 2 met de achtergrondrapportage van Bureau Waardenburg en bijlage 3 met de achtergrondrapportage van HWE, alsmede de passende Beoordeling (bijlage 8).
16	Schat de effecten van de windturbines op de niet-routegebonden scheepvaart aan de hand van actuele statistische gegevens en gebruik voor alle scheepvaart aantallen die naar 2020 zijn geëxtrapoleerd. Daarnaast adviseert de Commissie in aanvulling op de NRD bij de beoordeling van de veiligheid (met name bij niet-routegebonden scheepvaart) gebruik te maken van de FSA-methodiek waar dit nodig en/of nuttig is.	Zie hoofdstuk 8 over scheepvaart

#	Advies Commissie m.e.r.	Waar in MER?
	Scheepvaartcorridor Het is de Commissie nog niet duidelijk of er een scheepvaartcorridor komt tussen en/of door de kavels. Als een scheepvaartcorridor aan de orde is, laat deze corridor dan zien en beschrijf de effecten op de veiligheidssituatie. Maak in het MER ook inzichtelijk welke beperkingen verbonden worden aan scheepvaart die gebruik maakt van deze corridors en wat dit betekent voor de scheepvaartveiligheid.	
17	Het MER moet aangeven voor welke milieuaspecten die in de besluitvorming een belangrijke rol spelen, informatie ontbreekt, zodat de consequenties van het tekort beoordeeld kunnen worden. Geef ook aan of dat wat ontbreekt op korte termijn kan worden ingevuld. Bij de vergelijking van de uitgewerkt bandbreedtes en de toetsing daarvan aan projectdoelen en eventuele wettelijke grenswaarden dient expliciet rekening gehouden te worden met de onzekerheden in effectbepalingen. Geef daarvoor in het MER inzicht in: - de waarschijnlijkheid dat effecten optreden (best-case en worst-case); - de onzekerheden in de effectbepalingen en hun betekenis voor de vergelijking van de onderzochte bandbreedtes; - de wijze waarop en wanneer effecten geëvalueerd worden, bijvoorbeeld via een oplever-toets, en welke maatregelen ‘achter de hand’ beschikbaar zijn als projectdoelen en grenswaarden in de praktijk niet worden gehaald. Het MER moet ook een aanzet voor het monitoringprogramma bevatten. Maak bij het uitwerken daarvan gebruik van de ervaring van windparken die recent zijn aangelegd.	Zie hoofdstuk 13 over leemten in kennis en informatie en evaluatie en monitoring.

Bijlage 10

Aanzet monitorings- en evaluatieprogramma

Aanzet monitorings- en evaluatieprogramma (MEP)

Birds & bats

Start met internationale workshop (kan zomer 2015 opgepakt worden) tbv afstemmen MEP's en uitwisselen data

Verder:

1. Aanvaringen meten
   Hierbij wordt door middel van het toepassen van detecteersystemen (in prep) inzicht verkregen in aanvaringen, waardoor er validatie van de modellen plaatsvindt. Hierbij zullen ook fluxen moeten worden gemeten met een radarsysteem, veldtellingen worden gedaan en batdetectors uitgelezen worden. Dit is voor zowel vogels als vleermuizen. Hiermee kunnen aannames worden gevalideerd uit de modellen, en betere mitigatie worden ontworpen.
2. Habitatverlies
   Hierbij wordt gekeken in hoeverre habitatverlies dan wel –gewenning optreedt en hoe vogels om parken danwel om palen heenvliegen. Hiervoor zal gebruik worden gemaakt van internationale datauitwisseling, Hidef-camera's en zenderen van vogels als Mantelmeeuwen en sterns. Hiermee worden aannames over habitatverlies gevalideerd en kunnen mitigerende maatregelen worden ontworpen (bijvoorbeeld optimale afstanden tussen de turbines vanuit vogels gezien).
3. Prioritaire soorten
   Er zijn een aantal trekvogelsoorten (o.a. Kleine Zwaan, Rotgans, Kanoet) geïdentificeerd die zeldzaam zijn en mogelijk negatieve effecten ondervinden van windmolenparken. Met zenderonderzoek en het internationaal uitwisselen van gegevens (monitoring voorkomen) kan hier meer zicht op worden gekregen zodat o.a. eventuele hoogtes van turbines kunnen worden bepaald. Hier kunnen betere mitigerende maatregelen mee worden ontworpen.
4. 10% sterfte Validatie
   Bij habitatverlies is er een aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt bij vogels, op basis van meest recente literatuur. Deze aanname bepaalt in grote mate hoeveel oppervlak er door windmolenparken ingenomen kan worden, nu en in de toekomst voordat er significant negatieve effecten optreden. Door het valideren van deze aanname kan er meer (of minder) ruimte voor wind op ze komen.
5. Populatie vleermuizen
   Door gegevensuitwisseling en tellingen en data-analyse van de batdetectors zal meer inzicht gekregen worden in de grootte van de populaties vleermuizen die over de Noordzee trekken. Hiermee wordt de aanname gevalideerd dat de Ruige Dwergvleermuis over de PBR komt bij de huidige uitrol van internationale wind op zee.

Zeezoogdieren en Vissen

Start met internationale workshop (kan zomer 2015 opgepakt worden) tbv afstemmen MEP's en uitwisselen data

Verder:

1. Akoestiek
   Bij dit onderzoek zullen aannames worden gevalideerd waardoor er in de nabije toekomst een betere en goedkopere inschatting van de propagatie van onderwatergeluid gemaakt kan worden in de MERren en PBs.
2. Zeehonden
   De meeste berekeningen zijn nu gedaan voor bruinvissen, voor zeehonden ontbreken deze berekeningen nog, o.a door het ontbreken van drempelwaarden voor PTS en avoidance en goed inzicht in de populatiegrootte. In dit onderzoek naar o.a. drempelwaarden en tagdata wordt er beter naar de zeehond gekeken, wat vooral van belang is voor het definiëren van betere mitigerende maatregelen specifiek tbv de zeehonden.
3. Vissen
   Vissen zijn belangrijk als voedselbron voor zeezoogdieren, en voor visserij. Er is momenteel nog weinig bekend over het gedrag van vissen en onderwatergeluid. In dit onderzoek wordt meer gekeken naar vissen zodat er duidelijkheid komt over de impact en mogelijke mitigerende maatregelen
4. Verspreiding zeezoogdieren
   Om te weten waar de zeezoogdieren zich ophouden seizoensgebondenheid), en waarom ze zich ergens ophouden en zodanig de juiste locatie voor Wind op Zee of (effectiviteit van) mitigerende matregelen te kunnen bepalen is het belangrijk om te weten waar en waarom zeezoogdieren zich op een bepaalde plaats in de Noordzee bevinden of juist niet. Ook de internationale migratie tussen de verschillende Noordzeedelen van de landen is hierbij belangrijk.
5. Relatie respons vs populatie, PCOD & DEPONS, uitbreiding zeehonden
   In dit onderzoek worden de aannames uit de modellen die gebruikt worden voor de berekeningen van de populatieconsequenties op bruinvissen en zeehonden gevalideerd en/of nader ingevuld en vergeleken. Hiermee wordt meer duidelijkheid verkregen over de key-factoren waardoor zeezoogdieren beïnvloed worden. Aan de hand daarvan kunnen passende mitigerende maatregelen worden bepaald.
6. Bruinvis (Energetica, Foerageer efficiëntie, Tagging)

Bij dit onderzoek wordt de populatiedynamica van bruinvis nader bekeken, en welke key-factoren van invloed zijn op de overleving.